

Tartu Ülikool  
Loodus- ja täppisteaduste valdkond  
Füüsika instituut

Kerttu-Liis Kõks

**JÄRVEDE OPTILISE KLASSIFIKATSIOONI PÕHISED HELJUMI  
ALGORITMID**

Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogias (12 EAP)

Juhendaja: Kristi Uudeberg

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Allkiri, kuupäev

Tartu 2018

## Järvede optilise klassifikatsiooni põhised heljumi algoritmid

Bakalaureusetöö

**Lühikokkuvõte.** Vesi omab olulist rolli nii looduses kui inimeste igapäevaelus. Järjest suurenev inimtegevus rannikupiirkondades põhjustab veekogude seisukorra halvenemist, mistõttu on veekogude regulaarne seire hädavajalik. Heljum on üks vee kvaliteedinäitajatest, mida kaugseire paremini tuvastada aitaks, kuna *in situ* mõõtmised ei ole alati piisavad olukorra monitooringuks. Kaugseire täiendaks *in situ* mõõtmisi, kuid standardsed satelliittulemid ei tööta alati ootuspäraselt. Käesoleva töö eesmärgiks on tutvuda heljumi algoritmide tööpõhimõtetega, testida algoritmide rakendatavust järvede optilise klassifikatsiooni põhiselt ja uurida parima algoritmide kombinatsiooni rakendatavust OLCI satelliitpildile. Saadud tulemuste põhjal on võimalik hinnata algoritmide kitsaskohti nende rakendamisel järvede optilise veetüübi põhisel klassifikatsioonil.

**CERCS kood:** T181 Kaugseire

**Märksõnad:** Heljum, optiline veetüüp, kaugseire, vee kvaliteet, OLCI, järved

## Optical water type guided approach for lakes suspended matter algorithms

Bachelor thesis

**Abstract.** Water has an important role in nature and humans' every day lives. Increasing human activity in coastal areas is causing deterioration of the condition of water bodies. Hence, regular monitoring of water bodies is of the essence. Total suspended matter is one of the water quality parameters, which can be retrieved more easily with remote sensing, therefore *in situ* measurements are always not sufficient to monitor the situation. Remote sensing would complement *in situ* measurements, however standard products of satellites often fail. The aim of this study is to give an overview of the main principles of suspended matter algorithms, to test the feasibility of algorithms on optical water type guided approach for lakes and to investigate the applicability of the selected best algorithms on OLCI data. Based on the results obtained, it is possible to evaluate the shortcomings of algorithms, when applied with optical water type guided approach on lakes.

**CERCS code:** T181 Remote sensing

**Keywords:** Total suspended matter, optical water type, remote sensing, water quality, OLCI, lakes

## Sisukord

Sissejuhatus .....	5
1 Kaugseire.....	7
1.1 Veekogude kaugseire .....	7
1.2 Satelliitsensorid .....	7
2 Vee optilised omadused .....	9
2.1 Optiliselt aktiivsed ained .....	9
2.1.1 Heljum.....	9
2.1.2 Fütoplankton.....	10
2.1.3 Värvunud lahustunud orgaaniline aine .....	10
2.2 Peegeldumisspekter .....	11
3 Veetüüpide klassifikatsioon .....	12
4 Andmed ja metoodika .....	14
4.1 <i>In situ</i> andmed.....	14
4.1.1 Veeproovide analüüsid.....	15
4.1.2 Peegeldumisspektri mõõtmised.....	15
4.2 Satelliitpilt .....	16
4.3 Optiliste veetüüpide määramine .....	16
4.4 Heljumi algoritmid.....	16
4.5 Statistikud.....	18
5 Tulemused ja analüüs.....	19
5.1 <i>In situ</i> andmestik .....	19
5.2 Veetüüpide jaotus .....	20
5.3 Heljumi algoritmide võrdlus .....	21
5.3.1 <i>Selge</i> veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus .....	21
5.3.2 <i>Mõõduka</i> veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus.....	22
5.3.3 <i>Sogase</i> veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus .....	23
5.3.4 <i>Väga sogase</i> veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus .....	24
5.3.5 <i>Pruuni</i> veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus.....	24
5.3.6 Optilise klassifikatsiooni põhine heljumi algoritmide võrdlus .....	25
5.3.7 Andmestikule sobimatud heljumi algoritmid.....	26
5.4 Optilise klassifikatsiooni põhine heljumi algoritmide satelliitpildile rakendamine .....	26
5.4.1 <i>In situ</i> , OLCI tulemite ja algoritmide heljumi tulemite võrdlus .....	30
Kokkuvõte.....	32

Summary .....	34
Kasutatud kirjandus.....	36
Lisad.....	43
Lisa 1. Mõõtmispunktide näitajad .....	43
Lihtlitsents .....	47

## Sissejuhatus

Vett kui maavara loetakse taastuvaks ressursiks, hõlmates ligikaudu kolmveerandi planeedi pinnast, siiski kiputakse veega liialt hooletult ümber käima. Vesi moodustab tasakaalulise süsteemi koos biosfääri, atmosfääri ja krüosfääriga, omades olulist rolli ka kliimakujunemises (IOCCG, 2008). Rannikuveed koos oma lähiümbrusega on ihaldatud sihtmärgiks turistidele, kaluritele, maaviljelejatele, suure veetarbimisvajadusega tööstustele ja muidu veearmastajatele, mistõttu on need piirkonnad kohati ülekoormatud ja järjest halveneva seisundiga. Veekogude pidev monitooring on üks viis, mis aitaks tekkinud olukorda kaardistada ning mõjuulatust hinnata.

Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) kohaselt on liikmesriigid kohustatud seirama ja määrama järvede ökoloogilist seisundit, mille pindala ületab 0,5 km<sup>2</sup>. Heljum on üks vee kvaliteedinäitajatest, mida määratakse kontaktmõõtmistel, aga on võimalik seirata ka kaugseire meetoditega (Alikas *et al.*, 2015). Traditsioonilised *in situ* mõõtmised ei pruugi tagada piisavalt operatiivset ja laiaulatuslikku teavet veekogus aset leidvate muutuste kohta. Kaugseire meetodid täiendaks ja annaks võimaluse seirata raskesti ligipääsetavaid piirkondi ning jälgida ruumilist ja ajalist muutlikkust. Euroopa Kosmoseagentuuri (*European Space Agency*, ESA) Sentinel satelliidid varustavad meid piisava spektraalse, ruumilise ja ajalise lahutusega andmetega sise- ja rannikuvete seireks. Optiliselt keerukate siseveekogude ja rannikuvete seire on kompleksne, mistõttu on vajadus vee optilistele omadustele kohasemate ning atmosfääri mõju arvesse võtvate algoritmide järele (Odermatt *et al.*, 2012).

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks on (1) tutvuda kirjanduse põhjal veekaugseire põhimõtetega ja peegeldumisspektrist heljumi kontsentratsiooni tuletamise algoritmidega; (2) uurida heljumi algoritmide testimiseks vajalike mõõtmiste Eestis kogutud andmestikku; (3) testida algoritmide rakendatavust järvede optilise veetüübi põhiseisundil ja leida igale optilisele veetüübile *in situ* andmetega kõige paremini ühtiv algoritm; (4) testida optilise veetüübi põhiseisundil heljumi algoritmi rakendatavust Sentinel-3 OLCI satelliitpildile. Töö teostamiseks vajalikud *in situ* andmed pärinevad Tartu Observatooriumilt ja Võrtjärve Limnoloogiajaamalt. Saadud tulemused võimaldavad hinnata olemasolevate heljumi algoritmide optilise veetüübi põhiseisundil sobivust ja toovad välja optilised veetüübid, mis vajavad spetsiifilisemat lähenemist. Samuti näitavad tulemused optilise veetüübi põhiseisundil heljumi algoritmide rakendatavust satelliidi Sentinel-3 sensorile OLCI, see võimaldab

analüüsida ja välja töötada heljumi algoritme vastavalt erinevate satelliitsensorite karakteristikutele ja kiirendaks satelliitsensorite tulemite kasutamist regulaarseire osana.

# 1 Kaugseire

Kaugseire on teadusharu, milles andmete kogumine ja mõõtmine toimub mõõteaparatuuri ja mõõdetava objekti otsese kontaktita. Kaugseire tehnoloogia areng algas rohkem kui 150 aastat tagasi fotograafia arenguga ning kosmosevõidujooks pani aluse satelliitkaugseirele. Tänapäeval mõeldakse kaugseire all satelliitidelt või teistelt õhusõidukitelt läbi viidud mõõtmisi. Sensorid salvestavad seiratavalt kehalt lähtunud elektromagnetkiirguse, kusjuures iga objekt hajutab ja peegeldab seda ainulaadsel viisil, tänu millele saab objekte tuvastada ning uurida. Kaugseire võib olla nii passiivne kui ka aktiivne. Aktiivses kaugseires sensorid saadavad välja teadaolevate omadustega signaali ning mõõdavad uuritavalt kehalt tagasi hajunud või peegeldunud kiirgust (Lillesand & Kiefer, 1994). Passiivse kaugseire puhul mõõdetakse monitooritavalt objektilt peegeldunud või hajunud elektromagnetkiirgust (Campbell, 1987). Olenevalt aluspinnal omadustest ja rakendusvaldkonnast kasutatakse optilises kaugseires lainepikkuste vahemikku 300–3000 nm (Bhattacharya *et al.*, 2017).

## 1.1 Veekogude kaugseire

Veekaugseire on passiivse kaugseire üks rakendustest, kus sensorid salvestavad veest lähtunud, hajunud või peegeldunud kiirgust. Vee peegeldumisspektri väärtused on märkimisväärselt madalamad kui seda on maapinnal, lumel või pilvedel. Suur osa sensoriteni jõudvast infost pärineb atmosfääris hajunud osakestelt, isegi üle 80%, mitte veest endast (Morel, 1980; IOCCG, 2000). Lisaks avaldavad mõju lähinaabruses olevad ranniku piirkonnad, mis tähendab, et sensorini jõudev informatsioon võib pärineda teistsuguste omadustega maapikslitelt (Campbell, 1987). Siiski annab veekogu kohta infot vaid veekogus endas hajunud ja peegeldunud kiirgus, mis sensoriteni jõuab (IOCCG, 2000). Seetõttu on vajalik, et veekaugseires kasutatavad sensorid oleksid tundlikumad ning omaksid teistsugust lahutusvõimet (spektraalne, ajaline, radiomeetriline, ruumiline). Peamiselt rakendatakse nähtavat ja lähisinfrapuna spektripiirkonda, mõõtevahemik on enamasti 380–800 nm (Mobley, 1994).

## 1.2 Satelliitsensorid

Esimene veekaugseireks mõeldud instrument oli 1978. aastal NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) poolt orbiidile saadetud CZCS (*Coastal Zone Colour Scanner*) (NASA, Ocean Colour Web; IOCCG, 2000). CZCS-il oli kuus spektraalkanalit, millest

neli olid mõeldud just avaookeani värvuse seireks, seega missiooniks oli mõõta veest väljuvat kiirgust ja tuletada klorofüll-a kontsentratsiooni (IOCCG, 2006). Samuti üheks tähtsaks verstapostiks veekaugseire arengus oli satelliidi ENVISAT (*Environmental Satellite*) orbiidile saatmine 1. märtsil aastal 2002 Euroopa Kosmoseagentuuri juhtimise all (ENVISAT, Earth Online). Pardal olnud MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) oli esimene rannikualade ja siseveekogude seireks mõeldud sensor.

ESA Copernikuse programmi raames konstrueeritud Sentinel-satelliidid on uuema põlvkonna satelliidid (EUMETSAT, Future Satellites). Sentinel-3 pardal asuv sensor OLCI (*Ocean and Land Colour Instrument*) on sensori MERIS edasiarendus ja selle spektraalkanalid on optimeeritud selliselt, et saaks seirata ookeani ja rannikualade värvust, rannikualasid ning siseveekogusid. OLCI on 21 spektraalkanaliga keskmise lahutusega spektromeeter, siiski ei ole võimalik teostada väikejärvede seiret, sest 300-meetrine ruumiline lahutus ei ole piisav. Seevastu Sentinel-2 instrumentide ruumiline lahutus on kümme meetrit, mis on väikejärvede seireks sobilikum, aga kanaleid on vähem ja veetulemite leidmise algoritmid vajavad erinevat lähenemist (ESA, Sentinel Online).



## 2 Vee optilised omadused

Vee optilised omadused jaotatakse esmasteks ja tuletatud omadusteks (Preisendorfer, 1965). Esmased optilised omadused (*inherent optical properties*, IOP) on määratud füüsikaliste, keemiliste ning bioloogiliste protsessidega vees. Esmased optilised omadused pole mõjutatud valgusväljast, kuid seevastu on valgusväli otseselt mõjutatud vee omaduste poolt (Mobley, 1994), ning seetõttu on võimalik neid määrata nii *in situ* kui ka laboritingimustes. Esmasteks optilisteks omadusteks on vee ja optiliselt aktiivsete ainete nõrgenemis-, hajumis- ja neeldumistegurid (IOCCG, 2006).

Tuletatud optilised omadused (*apparent optical properties*, AOP) sõltuvad lisaks vee omadusele ka valgustingimustest veepinna kohal, seetõttu ei mõõdeta neid laboratoorselt. Tuletatud optilisteks omadusteks on peegeldumis- ja nõrgenemistegurid (IOCCG, 2006). AOP on alati kahe radiomeetrilise näitaja suhe (Mobley, 2001).

### 2.1 Optiliselt aktiivsed ained

Looduslikud veed sisaldavad lahustunud ja mittelahustunud, orgaanilisi ja anorgaanilisi ning surnud ja elusaid osakesi. Puhas vesi neelab nähtavas spektriosas vähem sinist ning rohkem neelab pikemaid lainepikkuseid (Mobley, 1994), mis tähendab, et vee peegeldumisspektri maksimum asub sinises lainelas ning seetõttu paistab puhas vesi sinine. Puhta vee neeldumismiinimum on 420 nm juures (Pope & Fry, 1997) ning puhas vesi neelab tugevalt alates 550 nm (Lindell *et al.*, 1999). Ka kõige puhtamas looduslikus vees on lahustunud osakesi (Morel & Prieur, 1977), seetõttu on oluline uurida vee koostist. Osakeste mõju ulatus oleneb nende suurusest, ruumilisest jaotusest ning kogusest. Vees leiduvaid osakesi, mis suudavad kiirgust neelata või hajutada, nimetatakse optiliselt aktiivseteks aineteks (*optically active substances*, OAS). Rannikuvete ja järvede kaugseire puhul on kolm olulisemat OAS-i fütoplankton, värvunud lahustunud orgaaniline aine ja heljum (IOCCG, 2000). Need kolm optiliselt aktiivsete ainete gruppi on peamised vee neeldumisomaduste (Prieur & Sathyendranath, 1981) ning peegeldumisomaduste mõjutajad (Mobley, 1994).

#### 2.1.1 Heljum

Heljum (*total suspended matter*, TSM) koosneb orgaanilistest (*suspended particulate organic matter*, SPOM) ja anorgaanilistest (*suspended particulate inorganic matter*, SPIM) ühenditest. Termin heljum tähistab erinevate ainete kogumit, mitte ühte kindlat ainet

(IOCCG, 2000). Heljum võib koosneda näiteks saviosakestest ja fütoplanktoni laguproduktidest. Rannikualadele ja siseveekogudesse võib heljum sattuda ka lainetuse tagajärjel põhjakihtidest, lisaks sissekandel valgalalt. Heljumi osakesed peamiselt hajutavad ning vähemal määral neelavad valgust (IOCCG 2008), mõjutades seeläbi veesambasse jõudva päikese kiirguse hulka. Kui vees leidub heljunit, siis kaasneb veepinna peegeldumisspektri väärtuste kasv kõigil lainepikkustel, lisaks liigub spektri maksimum pikemate lainepikkuste suunas (IOCCG, 2000). Lodhi *et al.* (1997) kohaselt on 580–690 nm parim vahemik eristamiseks erinevat liiki heljumi osakesi ning lainepikkuste vahemik 714–880 nm on informatiivne lahustunud osakeste kontsentratsiooni leidmisel. Nähtavatel lainepikkustel mõjutavad vee neeldumisomadusi ka fütoplankton ning lahustunud orgaaniline aine, raskendades heljumi tuvastamist (Ruddick *et al.*, 2006), ühtlasi tuleks nendega arvestada. Heljum on ruumiliselt mittehomoogeenne parameeter (Dekker *et al.*, 2002) ja seetõttu on heljumi kohta informatsiooni hankimine *in situ* meetoditega raskendatud.

### **2.1.2 Fütoplankton**

Fütoplankton on üherakuline vees esinev taimne plankton, mille neeldumisomadused on määratud pigmentide klorofüll (a,b,c), feopigmentide ja karotinoidide koostise ja hulgaga (Mobley, 1994). Fotosünteesiliselt aktiivse pigmendi klorofüll-a kaudu määratakse fütoplanktoni biomassi (Kalchev *et al.*, 1996; IOCCG, 2000) ja kasutatakse veekogude eutroofse seisundi hindamiseks. Klorofüll-a suurendab vee peegeldumisspektri väärtusi ning omab neeldumismaksimume 440 ja 676 nm ümbruses (Morel & Prieur, 1977; Prieur & Sathyendranath, 1981; Dekker, 1993; Mobley, 1994). Fütoplanktoni osakesed on mõõdult suuremad kui nähtava spektri lainepikkused, soodustades valguse hajumist (Mobley, 1994).

### **2.1.3 Värvunud lahustunud orgaaniline aine**

Lahustunud orgaaniline aine (*dissolved organic matter*, DOM) on tavaliselt defineeritud kui osakesed, mis läbivad 0,2 µm läbimõõduga filtripoore (Laanen, 2007). DOM-i optiliselt aktiivset osa nimetatakse värvunud lahustunud orgaaniliseks aineks (*coloured dissolved organic matter*, CDOM). CDOM koosneb fütoplanktoni surnud rakkudest, humiin- ja fulvohapetest (IOCCG, 2000) ning peamiselt kantakse veekogudesse sisse valgalalt või sünteesitakse kohapeal (Stedmon *et al.*, 2010). CDOM koosneb nii orgaanilistest kui ka anorgaanilistest fraktsioonidest, erinevate fraktsioonide osakaal erineb

nii veekogude piires kui ka aastaajati (Mobley, 1994). CDOM neelab valgust peamiselt spektri sinises ja ultravioletses osas (Bricaud *et al.*, 1981; IOCCG 2008), mistõttu tundub vesi kollakas ning sellest lähtuvalt on värvunud lahustunud orgaanilist ainet kirjanduses tähistatud terminiga kollane aine (*yellow matter*) (Mobley, 2001).

## 2.2 Peegeldumisspekter

Peegeldumisspekter (*reflectance*,  $R$ ) on defineeritud alt üles suunatud kiiritustiheduse  $E_u(\lambda)$  ja ülevalt alla suunatud kiiritustiheduse  $E_d(\lambda)$  suhtena, mis leitakse valemiga (Mobley, 1994):

$$R(\lambda) = \frac{E_u(\lambda)}{E_d(\lambda)}.$$

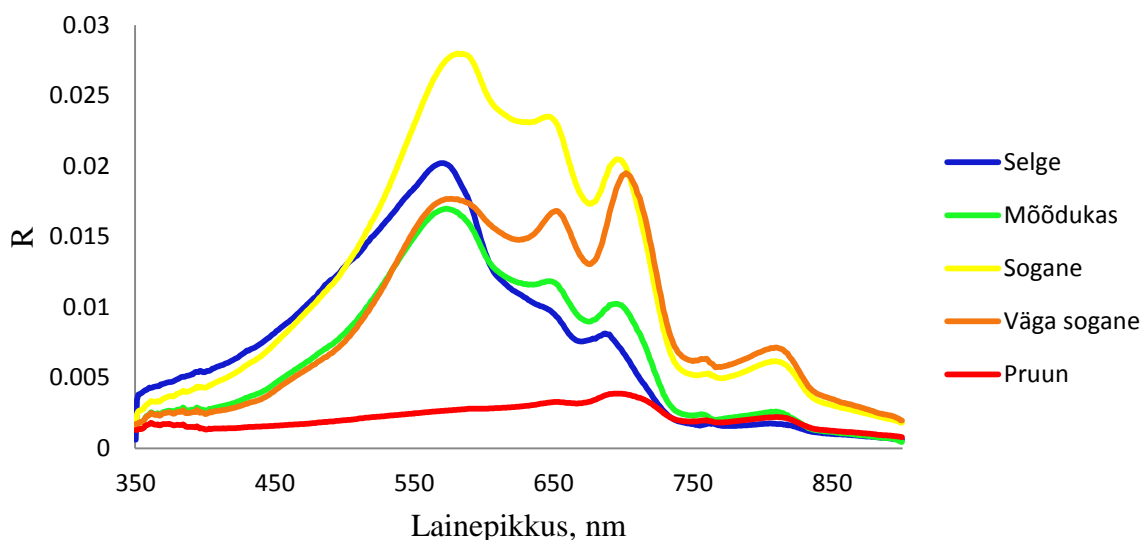
Kaugseire peegeldumisspekter (*remote sensing reflectance*,  $R_{rs}$ ) on veepinna kohal mõõdetud kirkuse  $L_u(\lambda)$  ja veepinna kohal mõõdetud ülevalt alla suunduva kiiritustiheduse  $E_d(\lambda)$  suhe. Kaugseire peegeldumisspekter on kirjeldatud valemiga:

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{L_u(\lambda)}{E_d(\lambda)}.$$

### 3 Veetüüpide klassifikatsioon

Veed sisaldavad erinevat tüüpi ja erineval hulgal optiliselt aktiivseid aineid, seega on erinevate vete omadused erinevad. Vete klassifitseerimine on vajalik mõistmaks seoseid veetüübisiseselt kui ka veetüüpide vahel. Klassifikatsioonid põhinevad vee läbipaistvusel, OAS kontsentratsioonidel ja vee värvusel. Veetüpe on traditsiooniliselt jaotatud *Case I* ja *Case II* (Morel & Prieur, 1977). See jaotus põhineb optiliselt aktiivsete ainete jaotumisel vees. *Case I* vete optilised parameetrid on mõjutatud enamasti fütoplanktonist ja tema elutegevusega seotud kõrvalsaadustest. Suure läbipaistvusega ookeaniveed liigituvad *Case I* alla. Seejuures *Case II* veed sisaldavad optiliselt aktiivsete ainete segu, olles optiliselt keerukad, kuna ained esinevad vees üksteisest sõltumatult. Ühe veekogu piires võib klorofüllü kontsentratsioon varieeruda suurel määral olenevalt aastaajast ning seetõttu võib veekogu veetüüp muutuda (Mobley *et al.*, 2004).

Järvede ja rannikualade optiline keerukus ja muutlikud olud tekitavad vajaduse veel detailsemaks klassifikatsiooniks. Reinart *et al.* (2003) klassifikatsioon näitas, et Eesti ja Soome järvi on võimalik OAS kontsentratsioonide põhjal jaotada viide veetüüpi. Kaugseire töötluste ja algoritmide valikul on oluline peegeldumisspektripõhine klassifitseerimine (Eleveld *et al.*, 2017; Spyarakos *et al.*, 2018) ja Uudeberg *et al.* (2017) näitasid, et OAS kontsentratsioonide põhises klassifikatsioonis toodud peegeldumisspektri võtmetunnuste alusel saab peegeldumisspektri põhjal veekogud jagada viide optilisse veetüüpi: *Selge* (Clear, C), *Mõõdukas* (Moderate, M), *Sogane* (Turbid, T), *Väga sogane* (Very turbid, V) ning *Pruun* (Brown, B) (Joonis 1).



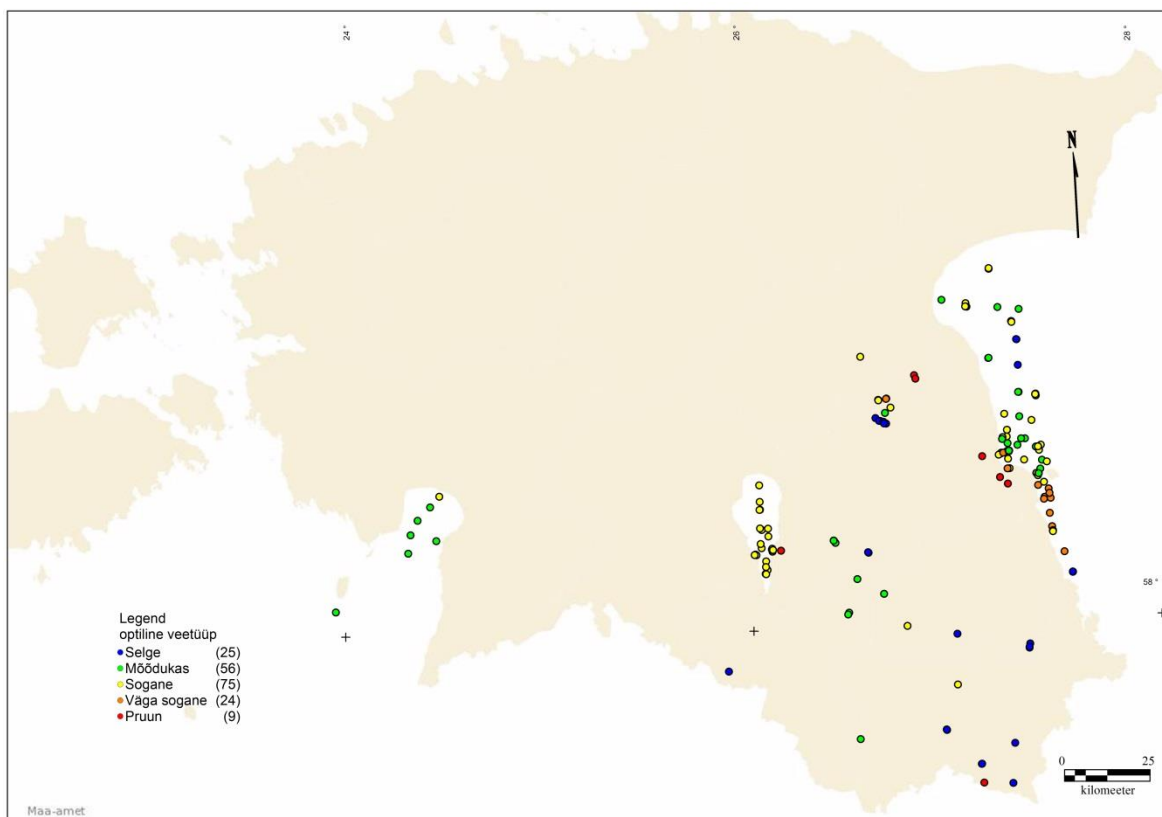
**Joonis 1.** Optilistele veetüüpidele vastavad peegeldumisspektrid (Uudeberg *et al.*, 2017)

*Selge* optilise veetüübi vesi on kõige läbipaistvam, OAS kontsentratsioonid on madalad ning peegeldumismaksimum on vahemikus 550–580 nm. *Mõõdukas* veetüübis on kõikide OAS kontsentratsioonid kasvanud, peegeldumismaksimum asub samuti vahemikus 550–580 nm ja eristub neeldumispik 675 nm juures. *Sogasesse* veetüüpi kuuluvad hägusad veed, mille peamine mõjutaja on heljum, mis põhjustab kõrged peegeldumisspektri väärtused. *Väga sogast* veetüüpi iseloomustab kõrge klorofüll-a sisaldus, peegeldumisspektri maksimum on nihkunud 700 nm juurde. *Pruuni* veetüüpi kuuluvad veekogud on CDOM-i rikkad ning peegeldumisspektri väärtused on madalad.

## 4 Andmed ja metoodika

### 4.1 *In situ* andmed

Käesolevas uurimistöös kasutatavad *in situ* mõõdetud OAS kontsentratsioonid ja peegeldumisspektrid on alla laetud Tartu Observatooriumi veekaugseire andmebaasist (Water Remote Sensing Database). Andmed on kogutud Eesti riiklike seireprogrammide, projektide VeeOBS ja EOMORES raames aastatel 2012–2017, perioodil maist septembri keskpaik. OAS kontsentratsioonid mõõtis Eesti Maaülikooli Võrtsjärve Limnoloogiakeskus ja radiomeetrilised mõõtmised teostas Tartu Observatooriumi veekaugseire tööühm. Mõõtmispunkte oli kokku 189, millest 101 pärinesid Peipsi järvest, 31 Võrtsjärvest, 7 Liivi lahest ja 50 erinevatest väikejärvedest. Kokku oli erinevaid veekogusid 33 ja mõõtmispunktide asukohad on toodud joonisel 2.



**Joonis 2.** Mõõtmispunktide asukohad ja optilised veetüübid (N=189) (Aluskaart: Maa-amet; koostatud: MapInfo 16.0)

#### 4.1.1 Veeproovide analüüsid

Veeproovid on kogutud vee ülemisest kuni 0,5-meetrise kihist. Fütoplanktoni pigmendid eraldati etanoolis ning seejärel teostati spektrofotomeetrilised (ISO 10260, 1992 (E)) mõõtmised klorofüll-a hulga leidmiseks, kontsentratsioonid ( $C_{chl\_a}$ ) arvutati kasutades Jeffrey & Humphrey (1975) võrrandit. Heljum (TSM) määrati gravimeetriselt, eelnevalt filtreeriti veeproov läbi eelkuivatatud ja kaalutud Whatman tüüpi GF/F klaaskiudfiltrit, millele jäänud jääk kuivatati kuni 105 °C juures (ESS meetod 340.2, 1993) püsiva kaaluni. Värvunud lahustunud orgaanilise aine (CDOM) neeldumisspektri tuvastamiseks filtreeriti proov läbi 0,2 µm-se läbimõõduga Nuclepore filtrit. CDOM-i spektraalne neeldumiskoeffitsient ( $a_{CDOM}$ ) on mõõdetud spektromeetriselt destilleeritud vee suhtes ning väärtust 443 nm on kasutatud OLCI tulemustega võrdlemiseks (Reinart & Valdmets, 2007).

#### 4.1.2 Peegeldumisspektri mõõtmised

Peegeldumisspekter mõõdeti veepinna kohal kolmest TriOS Ramses spektraalsest radiomeetrist (350–900 nm) koosneva süsteemiga. Mõõtmiste intervall oli kümme sekundit ja kestvus keskmiselt kümme minutit. Mõõtmispunkti peegeldumisspektri on mõõtmiste mediaanväärtus.

Peegeldumisspekter arvutatakse vastavalt valemile:

$$R(\lambda) = \pi \frac{L_w(\lambda)}{E_d(\lambda)},$$

kus  $E_d(\lambda)$  on ülevalt alla suunatud kiiritustihedus ja  $L_w(\lambda)$  on mõõdetud kirkus, mis leitakse valemiga:

$$L_w(\lambda) = L_t(\lambda) - \rho \cdot L_{sky}(\lambda),$$

kus  $L_t(\lambda)$  on veepinna kirkus,  $L_{sky}(\lambda)$ , on taeva kirkus ja  $\rho$  on õhu-vee lahutuspinna peegeldumiskoeffitsient, mis on leitav valemiga:

$$\rho = 0,0256 + 0,00039 \cdot w + 0,000034 \cdot w^2,$$

kus  $w$  on tuule kiirus.

## 4.2 Satelliitpilt

Töös on kasutatud satelliidi Sentinel-3 sensori OLCI *Level1* (L1) 14.06.2016 pilti (versioon 03.32), mis laeti alla Copernikuse andmebaasist (Copernicus, SciHub). Samal kuupäeval on olemas kaheksa *in situ* mõõtmispunkti andmed Peipsi järvest, mida saab kasutada satelliitpildile rakendatud heljumi algoritmide hindamiseks.

OLCI *Level1* pildist *Level2* (L2) tulemi saamiseks kasutati protsessorit C2RCC (*Case-2 Regional CoastColour*), mis põhineb C2R (*Case 2 Regional*) protsessoril, mis on välja töötatud siseveekogude ja rannikuvete jaoks ning hõlmab atmosfäärikorreksiooni ja annab väljundiks soovitud peegeldumisspektri ja heljumi kontsentratsiooni (Doerffer & Brockmann, 2006). Töötluste teostamiseks kasutati tarkvara SNAP 6.0.0 (Brockmann Consult) ja visualiseerimisel kasutati Maa-ameti aluskaarte (Maa-amet, Geoportaal) ning MapInfo versioon 16.0.

## 4.3 Optiliste veetüüpide määramine

Kasutati Uudeberg *et al.* (2017) peegeldumisspektril põhinevat optilist veetüübi klassifikatsiooni. Igale peegeldumisspektrile määrati optiline veetüüp kasutades SCS (*Spectral Correlation Similarity*) ja MSAS (*Modified Spectral Angle Similarity*) (Homayouni & Roux, 2004). Veetüüpe oli kokku viis: *Selge*, *Mõõdukas*, *Sogane*, *Väga Sogane* ja *Pruun*. Satelliitpildi pikslite klassifitseerimisel lisati kuues võimalus, mis jättis pikslile veetüübi määramata, kui peegeldumisspektris olid teise keskkonna mõjutused.

## 4.4 Heljumi algoritmid

Algoritmide loomisele on võimalik läheneda mitmeti. Empiiriliste algoritmide puhul on lähenetud statistiliselt ja katsetatud peegeldumistegurite erinevate lainepikkuste korrelatsiooni uuritava parameetriga. Seevastu analüütilisel lähenemisel vaadatakse OAS füüsikalisi omadusi ning nende põhjal luuakse algoritme. Antud töös kasutati 20 erinevat varem kirjanduses publitseeritud heljumi algoritmi. Tabelis 1 on välja toodud kõikide algoritmide üldkujud ning lühiseloostus eelnevast rakenduspiirkonnast. Funktsioonid põhinesid ühel peegeldumisteguril või kombineerides neid omavahel. Algoritme rakendati heljumi kontsentratsiooni leidmiseks veetüüpide põhisel.



**Tabel 1.** Ülevaade töös kasutatud varem publitseeritud heljumi algoritmidest

Tähis	Üldkuju	Autor(id), aasta	Piirkond
T1	$Rrs(681)/Rrs(560)$	Tang <i>et al.</i> , 2013	Beauforti meri, Põhja-Ameerika; TSM=0,162–152,5 mg/l
T2	$TSM=38,02 \cdot R(635)/(0,162 - R(635)) + 2,32$	Neukermans <i>et al.</i> , 2009	Põhjamere lõunaosa (nt Belgia rannikuala); TSM=2–100 mg/l
T3	$R(702)$	Kallio <i>et al.</i> , 2001	Soome järved; TSM=0,7–32 mg/l
T4	$R(702) - R(751)$	Kallio <i>et al.</i> , 2001	Soome järved; TSM=0,7–32 mg/l
T5	$R(645)$	Miller & Mckee, 2004	Mississippi jõe delta ala Mehhiko lahes
T6	$R(705)$	Koponen <i>et al.</i> , 2007	Soome laht, kevadise õitsengu ajal; TSM= 2,9–20 mg/l
T7	$R(705)/R(678)$	Thiemann & Kaufmann, 2000	Mecklenburgi järv (Saksamaa)
T8	$R(705) - R(754)$	Härmä <i>et al.</i> , 2001	Soome järved; TSM=0,7–32 mg/l
T9	$Rrs(555)/Rrs(645)$	Woźniak, 2014	Läänemere lõunaosa, nt Gdanski (Visla) laguun
T10	$(R(545) + R(645))/2$	Dekker <i>et al.</i> , 2002	Friisimaa järved (Holland)
T11	$R(620) \cdot R(681)/R(510)$	Ouillon <i>et al.</i> , 2008	Uus-Kaledoonia, Kuuba, Fidži
T12	$R(620) \cdot R(681)/R(412)$	Ouillon <i>et al.</i> , 2008	Uus-Kaledoonia, Kuuba, Fidži
T13	$Rmax(450 - 786)$	Kallio <i>et al.</i> , 2001	Soome järved; TSM=0,7–32 mg/l
T14	$R(681)$	Ouillon <i>et al.</i> , 2008	Uus-Kaledoonia, Kuuba, Fidži
T15	$TSM=31,42 \cdot (\log R(480)/\log R(655)) - 12,719$	Laili <i>et al.</i> , 2015	Poterani saare veed, kõrge chl-a (238,546– 346,627 mg/m <sup>3</sup> , Indoneesia); TSM= 9,480–15,801 mg/l
T16	$R(709,5)$	Kallio <i>et al.</i> , 2001	Soome järved; TSM=0,7–32 mg/l

T17	R(665)	Nechad <i>et al.</i> , 2010	TSM=1,23–110,27 mg/l
T18	R(850)/R(550)	Doxaran <i>et al.</i> , 2002	Gironde estuaar, Prantsusmaal TSM=15–250 mg/l
T19	R(810)–(R(770)+R(840))/2	Kutser <i>et al.</i> , 2016	CDOM-i rikkad Eesti väikejärved, Võrtsjärv; TSM=0,75–63,33 mg/l
T20	(R(560)–R(520))/ (R(560)+R(520))	Gitelson <i>et al.</i> , 1993	Ungari, Saksamaa, Bulgaaria veekogud; TSM=0,1–66 mg/l

## 4.5 Statistikud

Algoritmi väljundi ja *in situ* mõõdetud kontsentratsioonide vahelise seose hindamiseks kasutati lineaarset regressiooni. Tulemuste analüüsil vaadeldi determinatsioonikoefitsienti, ruutjuurt ruutkeskmisest veast ja suhtelist ruutkeskmist viga.

Determinatsioonikoefitsiendi (*coefficient of determination*,  $R^2$ ) väärtus on leitud vastavalt valemile:

$$R^2 = 1 - \frac{SS_{\text{res}}}{SS_{\text{tot}}}$$

Kus on  $SS_{\text{res}} = \sum_i (X_{\text{insitu},i} - X_{\text{calc},i})^2$  ja  $SS_{\text{tot}} = \sum_i (X_{\text{insitu},i} - \bar{X}_{\text{insitu}})^2$ .

Ruutjuur ruutkeskmisest veast (*root mean square error*, RMSE) on arvutatud järgneva valemi põhjal:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (X_{\text{calc},i} - X_{\text{insitu},i})^2}.$$

Suhteline ruutkeskmise viga (*relative root mean square error*, RRMSE) on arvutatud järgmiselt:

$$\text{RRMSE} = \frac{\text{RMSE}}{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N X_{\text{insitu}}} \cdot 100\%.$$

Kus  $X_{\text{calc}}$  on arvutatud heljumi väärtused,  $X_{\text{insitu}}$  on *in situ* mõõdetud väärtused, N on mõõtmispunktide arv.

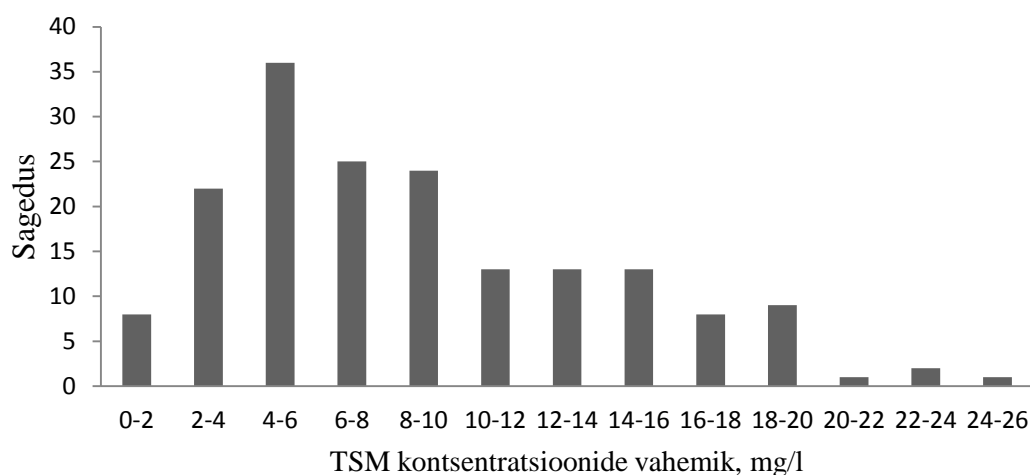
## 5 Tulemused ja analüüs

### 5.1 *In situ* andmestik

Mõõtmispunkte oli 189. Igas punktis oli mõõdetud OAS kontsentratsioonid ja peegeldumisspektrid, vee läbipaistvus ning mõõtmistingimusi kirjeldavad parameetrid nagu pilvisus, tuule kiirus, päikese kõrgus ja lainetus.

Edasisest analüüsist jäeti välja 14 mõõtmispunkti. Madala päikese kõrguse korral ei jagu piisavalt kiirgust korrektsete peegeldumisspektrite mõõtmiseks (Dekker *et al.*, 2003). Ebastabiilsed peegeldumisspektri mõõtmistingimused nagu tuulisus, vahelduv pilvisus, lainetus, vaht ja laeva varjud mõjutavad peegeldumisspektri arväärtusi ja kuju ning muudavad mõõtmispunkti keskmise peegeldumisspektri mõõtmise keeruliseks kui mitte võimatuks (Bukata *et al.*, 1995; Mobley, 1999; Uudeberg & Ansko, 2009). Eelnevat arvesse võttes eemaldati kaks mõõtmispunkti seoses madala päikese kõrgusega, kaheksa mõõtmispunkti seoses ebastabiilsete mõõtmistingimustega ning lisaks eemaldati neli mõõtmispunkti seoses *in situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ebakõlaga veekogu looduslikusfoonis.

Algoritmide loomisel tuuakse välja sesoonset või lokaalset muutlikkust (Kallio *et al.*, 2001; Koponen *et al.*, 2006; Tang *et al.*, 2013; Shi *et al.*, 2018). Töös kasutatud andmestik on võrdlemisi esinduslik algoritmide testimise jaoks, kuna mõõtmised on teostatud mitmetel erinevatel veekogudel, mille OAS sisaldus ja varieeruvus oli erinev. Heljumi kontsentratsioon jäi vahemikku 0,9–24,67 mg/l (Joonis 3), klorofüll-a oli vahemikus 0–71,75 mg/m<sup>3</sup>. Värvunud lahustunud orgaanilise aine neeldumine ( $a_{442}$ ) varieerus 0,6–36,3 (m<sup>-1</sup>). Vee läbipaistvus oli 0,4–4,6 meetrit (Tabel 2; Lisa 1). Andmestiku puhastamise tulemusena jäi alles 175 mõõtmispunkti (32 veekogust) algoritmide veetüübipõhise rakendatavuse testimiseks.



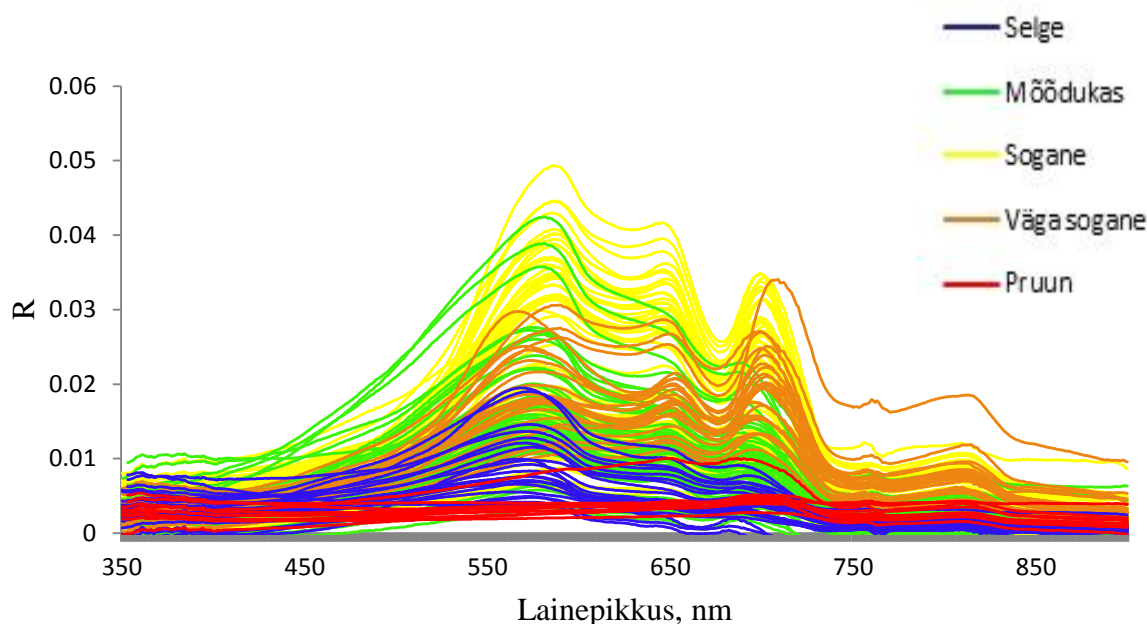
**Joonis 3.** *In situ* mõõdetud TSM kontsentratsioonide sagedusjaotus

**Tabel 2.** Mõõtmispunktides mõõdetud suuruste varieeruvus

Mõõdetud suurus	Miinum	Maksimum	Keskmine	Standardhälve
Tuule kiirus (m/s)	0,00	7,00	3,35	1,59
Secchi (m)	0,40	4,60	1,32	0,90
C <sub>chl_a</sub> (mg/m <sup>3</sup> )	0,00	71,75	19,61	12,70
TSM (mg/l)	0,90	24,67	8,87	5,33
SPIM (mg/l)	0,00	17,84	3,00	2,68
SPOM (mg/l)	0,12	21,00	5,87	3,87
a <sub>442</sub> (m <sup>-1</sup> )	0,60	36,33	3,38	4,87
Päikese kõrgus (°)	15,95	55,05	44,68	8,99

## 5.2 Veetüüpide jaotus

*In situ* andmestikust 20 mõõtmispunkti (11%) kuulusid *Selgesse* veetüüpi, *Mõõdukasse* jäi 29% kõigist mõõtmispunktidest ehk 50, suurim arv mõõtmispunkte (40%) liigitus *Sogaseks* ehk 71 ning *Väga sogasse* 24 mõõtmispunkti (14%). Kõige vähem ehk 10 (6%) oli *Pruunis* veetüübis. Joonisel 4 on kujutatud kogu andmestiku mõõtmispunktide mediaan peegeldumisspektrid vastava optilise veetüübi värviga.



**Joonis 4.** Töös kasutatud mõõtmispunktide peegeldumisspektrid optilise veetüübi värviga (N=175)

### 5.3 Heljumi algoritmide võrdlus

Esmalt rakendati 20 algoritmi kõigile 175 mõõtmispunktile, tulemused on esitatud tabelis 3. Algoritm T19 kirjeldas heljumi väärtusi kõige parema hajuvusega ( $R^2=0,77$ ; RMSE=2,57 mg/l) ja vigade hajuvus oli 28,94%. Häid tulemusi andsid ka algoritmid T6 ( $R^2=0,72$ ) ja T16 ( $R^2=0,72$ ).

**Tabel 3.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ja algoritmidega peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsiooni vahelise seose statistikud kogu andmestikul (N=175)

Tähis	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
$R^2$	0,05	0,25	0,71	0,68	0,59	0,72	0,21	0,69	0,20	0,51
RMSE	5,19	4,61	2,84	3,01	3,41	2,81	4,72	2,95	4,75	3,73
RRMSE	58,50	51,98	31,99	33,88	38,47	31,73	53,18	33,28	53,51	42,05
Tähis	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18	<b>T19</b>	T20
$R^2$	0,67	0,16	0,48	0,60	-7,08	0,72	0,61	0,04	<b>0,77</b>	0,32
RMSE	3,07	4,87	3,82	3,35	15,10	2,80	3,33	5,21	<b>2,57</b>	4,40
RRMSE	34,66	54,86	43,05	37,79	170,19	31,54	37,51	58,67	<b>28,94</b>	49,55

#### 5.3.1 Selge veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus

Heljumi *in situ* mõõdetud kontsentratsioonid *Selges* veetüübis olid vahemikus 1–10,67 mg/l, keskmine sisaldus oli 3,31( $\pm$ 2,34) mg/l. *Selgele* veetüübile rakendatud algoritmide determinatsioonikordajad ( $R^2$ ) olid tagasihoidlikud, maksimaalne oli 0,39 (Tabel 4).

Parima seosega oli algoritm T16, mille RMSE oli 1,78 mg/l ning RRMSE oli 53,66%. Algoritm T16 on välja töötatud ja testitud erinevate omadustega (oligotroofsetest eutroofseteni) Soome järvede peal. Paremuselt järgmisteks osutusid sarnase andmete hajuvusega algoritmid T6 ( $R^2=0,39$ ; RMSE=1,78 mg/l) ja T3 ( $R^2=0,38$ ; RMSE=1,79 mg/l). Need algoritmid on vastavalt välja töötatud Soome lahe ning samuti Soome järvede peal. Sarnaseid tulemusi andsid ka teised vaid ühe lainepikkusega algoritmid T5, T14 ja T17. Seega toimisid paremini algoritmid, mille lainepikkused asusid punase laineala lõpuosas, mis on üldiselt TSM-i leidmiseks kasutatav osa elektromagnetspektrist (Miller & McKee, 2004). Paljusti oleneb algoritmi sooritusvõime ka osakeste tüübist ja suurusjaotusest (Ruddick *et al.*, 2006). Madalamatele TSM-i kontsentratsioonidele sobib paremini see osa elektromagnetspektrist, mis neelab vähem kiirgust (Odermatt, 2012). Madalate TSM-i väärtustega veekogude puhul (<1 mg/l) soovitakse pigem mitme kanaliga algoritme (Nechad *et al.*, 2010), antud andmestikus ei olnud kontsentratsioonid nii madalad ning ühe kanaliga algoritmid töötasid paremini.

**Tabel 4.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ja algoritmidega peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsiooni vahelise seose statistikud *Selgel* veetüübil (N=20)

Tähis	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
$R^2$	0,14	0,23	0,38	0,22	0,32	0,39	0,07	0,25	0,09	0,29
RMSE	2,12	2,00	1,79	2,01	1,88	1,78	2,19	1,98	2,17	1,92
RRMSE	64,01	60,28	54,14	60,76	56,73	53,89	66,28	59,77	65,72	58,06
Tähis	T11	T12	T13	T14	T15	<b>T16</b>	T17	T18	T19	T20
$R^2$	0,31	0,05	0,23	0,34	-41,13	<b>0,39</b>	0,33	0,16	0,09	0,01
RMSE	1,89	2,22	2,00	1,85	14,80	<b>1,78</b>	1,87	2,09	2,18	2,26
RRMSE	57,07	67,02	60,29	55,88	447,28	<b>53,66</b>	56,38	63,24	65,87	68,42

### 5.3.2 Mõõduka veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus

Heljumi *in situ* mõõdetud kontsentratsioonid olid 0,9–9,71 mg/l (keskmine 5,62(±2,14) mg/l). Mõõduka veetüübi puhul oli parim algoritm heljumi kontsentratsiooni tuletamisel T19 (Tabel 5), korrelatsioon oli madal ( $R^2=0,34$ ; RMSE=1,72 mg/l) ning tuletatud ja *in situ* mõõdetud kontsentratsioonide RRMSE oli 30,67%. Parimaks osutunud algoritm on välja töötatud Eesti CDOM-i rikaste väikejärvede ning Võrtsjärve peal, kus samuti fütoplankton oli dominante enamikes veekogudes (Kutser *et al.*, 2016). Paremuselt teine algoritm oli T4, ruutjuur keskmisest ruutveast oli 1,75 mg/l ning vigade hajuvus 31,05% ja  $R^2=0,32$ . Oluline on arvestada kindlasti CDOM-i ja fütoplanktoniga Mõõdukas veetüübis,

kuna need raskendavad TSM-i leidmist (Ruddick *et al.*, 2006). Lisaks on kirjanduses välja toodud (Reinart *et al.*, 2003), et mõnel *Mõõduka* veetüübi järvel on eriline peegeldumisspekter, mida nimetatakse MB (*Moderate-Brown*) ehk *Mõõdukas-Pruun*.

**Tabel 5.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ja algoritmidega peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsiooni vahelise seose statistikud *Mõõdukal* veetüübil (N=50)

Tähis	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
R <sup>2</sup>	0,00	0,20	0,23	0,32	0,29	0,22	0,03	0,30	0,01	0,28
RMSE	2,11	1,89	1,85	1,75	1,78	1,87	2,08	1,77	2,11	1,79
RRMSE	37,62	33,71	32,99	31,05	31,70	33,28	37,03	31,46	37,51	31,92
Tähis	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18	<b>T19</b>	T20
R <sup>2</sup>	0,30	0,02	0,27	0,28	−60,60	0,19	0,28	0,00	<b>0,34</b>	0,02
RMSE	1,77	2,09	1,81	1,80	16,60	1,90	1,79	2,11	<b>1,72</b>	2,10
RRMSE	31,51	37,17	32,12	31,99	295,26	33,76	31,89	37,53	<b>30,67</b>	37,29

### 5.3.3 Sogase veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus

Heljumi *in situ* mõõdetud kontsentratsioonid olid 3,17–24,67 mg/l (keskmine 11,08 (±4,89) mg/l). *Sogane* veetüüp andis läbivalt parimaid tulemusi algoritmide testimisel. 15 algoritmi 20st andsid tulemusi, mille determinatsioonikordaja oli suurem kui 0,50 (Tabel 6), millest 12 andsid seoseid hajuvusega üle 0,70. Üldiselt peetakse TSM-i lihtsasti tuletatavaks parameetriks (Neukermans *et al.*, 2009) ning seetõttu üheks tugevate korrelatsioonide põhjuseks võis olla asjaolu, et veetüübis domineerib peamiselt TSM ise ning teiste OAS mõjutused ei ole niivõrd suured. Parima sooritusega algoritm statistiliste näitajate (R<sup>2</sup>=0,80; RMSE=2,15 mg/l) põhjal on T8, mis kasutab kahe peegeldumisteguri vahet, ning samuti tugeva korrelatsiooniga algoritm T4 (R<sup>2</sup>=0,80; RMSE=2,18 mg/l).

**Tabel 6.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ja algoritmidega peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsiooni vahelise seose statistikud *Sogasel* veetüübil (N=71)

Tähis	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	<b>T8</b>	T9	T10
R <sup>2</sup>	−2,66	0,21	0,78	0,80	0,74	0,78	0,57	<b>0,80</b>	0,17	0,72
RMSE	9,29	4,32	2,27	2,18	2,46	2,26	3,19	<b>2,15</b>	4,42	2,57
RRMSE	83,86	38,97	20,45	19,66	22,22	20,39	28,82	<b>19,44</b>	39,93	23,17
Tähis	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18	T19	T20
R <sup>2</sup>	0,73	0,08	0,72	0,67	−8,50	0,78	0,71	0,01	0,79	0,56
RMSE	2,52	4,65	2,56	2,77	14,97	2,27	2,60	4,82	2,21	3,23
RRMSE	22,71	41,93	23,13	25,04	135,07	20,52	23,44	43,50	19,98	29,14

### 5.3.4 Väga sogase veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus

Heljumi *in situ* mõõdetud kontsentratsioonid olid 9–23,78 mg/l (keskmine 14,85(±3,87) mg/l. Üldiselt olid kõigi algoritmide tulemused selle veetüübi puhul küllaltki kesised (Tabel 7). Heljumi määramist pärsib klorofüll-i olemasolu, sest raske on eristada TSM-i mõju peegeldumisspektrile klorofüll-i omast (Matthews, 2011). Eriti kõrgeks võivad kontsentratsioonid tõusta õitsengu tipphetkel, maksimaalne klorofüll-i sisaldus andmestikus oli 71,75 mg/m<sup>3</sup> ning keskmiselt 19,49(±13,78) mg/m<sup>3</sup>. Kõige parimemini kirjeldas heljumi väärtusi algoritm T19 ( $R^2=0,18$ ), kasutades ära fütoplanktoni neeldumismiinimumi 560 nm juures (Gitelson *et al.*, 1993). Nimelt kui TSM-i sisaldus on suurem kui 5 mg/l, siis 600 nm suurematel lainepikkustel kasvab peegeldumisspektri väärtus ning see on üks oluline klorofüll-i ja TSM spektrite erinevus (Cheng *et al.*, 2005). Valitud statistikud on tundlikud võõrväärtustele ning kui eemaldati Väga sogasest veetüübi andmestikust võõrväärtused, siis saadi parimaks algoritmiks T20 ( $R^2=0,38$ ; RMSE=2,52 mg/l), mille välja töötatud andmestikus oli klorofüll-a sisaldus vahemikus 0,1–350 mg/m<sup>3</sup>. Antud töös kasutati lineaarset regressiooni, aga Althuis & Shimwell (1995) soovitasid kasutada kõrgete klorofüll-i väärtusega vetes peegeldumisspektri ja TSM kontsentratsiooni vahel mittelineaarset seost.

**Tabel 7.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ja algoritmidega peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsiooni vahelise seose statistikud Väga sogasel veetüübil (N=24)

Tähis	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
$R^2$	0,03	−4,50	0,09	0,07	0,05	0,09	0,06	0,07	0,03	0,07
RMSE	3,74	8,89	3,62	3,66	3,69	3,61	3,67	3,65	3,72	3,66
RRMSE	25,16	59,86	24,34	24,67	24,86	24,30	24,70	24,57	25,07	24,65
Tähis	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18	<b>T19</b>	T20
$R^2$	0,06	0,14	0,09	0,05	−8,79	0,10	0,04	0,01	<b>0,18</b>	0,11
RMSE	3,67	3,52	3,62	3,69	11,86	3,60	3,71	3,78	<b>3,42</b>	3,58
RRMSE	24,71	23,69	24,38	24,87	79,84	24,26	24,95	25,43	<b>23,03</b>	24,09

### 5.3.5 Pruuni veetüübi põhine heljumi algoritmide võrdlus

Heljumi *in situ* mõõdetud kontsentratsioonid olid 2,2–16,5 mg/l (keskmine 6,2(±4,4) mg/l, keskmine  $a_{CDOM}=20,24(±9,90)$  m<sup>−1</sup> ja vee läbipaistvus oli 0,4–1,1 meetrit. Parim algoritm oli T19 ( $R^2=0,4$ ) (Tabel 8), mille ruutjuur keskmisest ruutveast oli 3,19 mg/l, kuid vigade hajuvus on suur, 51,49%. CDOM neelab tugevalt spektri sinises osas ja mõju on väiksem suurematel lainepikkustel (Matthews, 2011), mistõttu oligi parim algoritm T19 kasutades



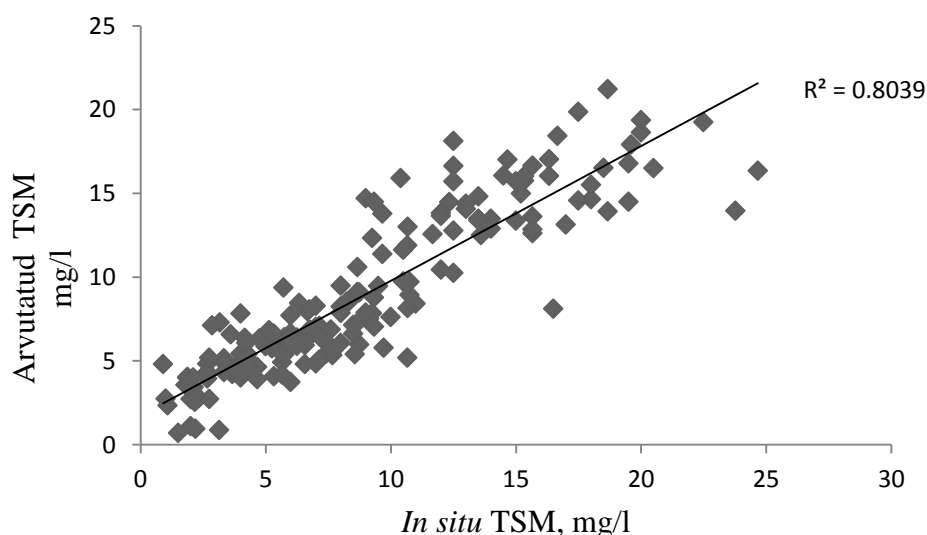
suuremaid lainepikkusi 770, 810, 840 nm. CDOM-i rikaste veekogude OAS leidmise potentsiaali tuleks rohkem uurida (Kutser *et al.*, 2016) ning nagu antud juhul näha võis, siis toimis spetsiaalne CDOM-i rikaste veekogude algoritm. Lisaks oli *Pruunis* veetüübis mõõtmispunkte kümme, mis ei ole kuigi representatiivne.

**Tabel 8.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsiooni ja algoritmidega peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsiooni vahelise seose statistikud *Pruunil* veetüübil (N=10)

Tähis	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
R <sup>2</sup>	0,02	−0,42	0,19	0,08	0,14	0,20	0,01	0,08	0,10	0,12
RMSE	4,09	4,91	3,71	3,95	3,82	3,69	4,11	3,95	3,92	3,88
RRMSE	65,97	79,18	59,84	63,69	61,55	59,50	66,19	63,67	63,24	62,48
Tähis	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T18	<b>T19</b>	T20
R <sup>2</sup>	0,20	0,08	0,18	0,15	−13,43	0,21	0,14	0,00	<b>0,40</b>	0,25
RMSE	3,70	3,96	3,74	3,80	15,68	3,66	3,83	4,13	<b>3,19</b>	3,58
RRMSE	59,68	63,79	60,34	61,23	252,77	59,01	61,67	66,52	<b>51,49</b>	57,65

### 5.3.6 Optilise klassifikatsiooni põhine heljumi algoritmide võrdlus

Optilise klassifikatsiooni põhiseid heljumi algoritme (*Selge* – T16, *Mõõdukas* – T19, *Sogane* – T8, *Väga sogane* – T20, *Pruun* – T19) rakendati 175 *in situ* mõõtmispunktile (Joonis 5). Determinatsioonikordaja oli 0,80 (RMSE=2,33 mg/l) ning vigade hajuvus oli 26,27%, mis on parem kui üksikute algoritmide tulemus.



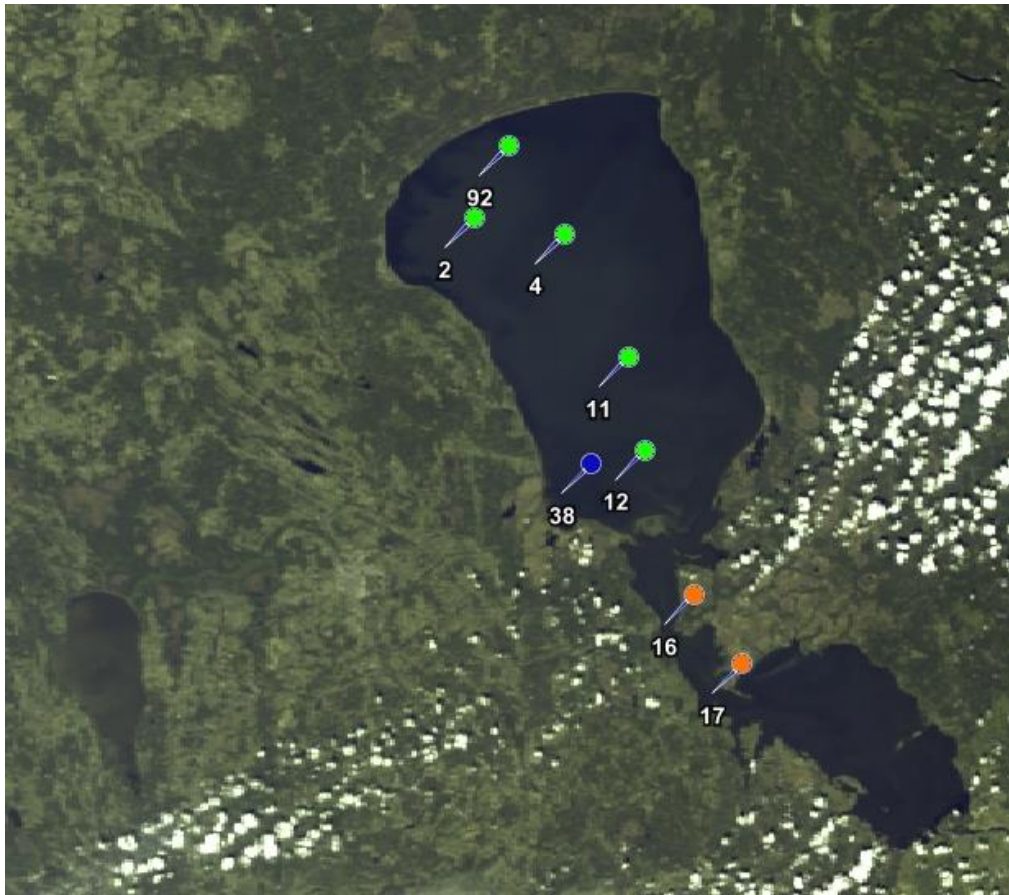
**Joonis 5.** *In situ* mõõdetud heljumi kontsentratsioon ja peegeldumisspektrist optilise klassifikatsiooni põhiste heljumi algoritmidega arvutatud kontsentratsiooni vaheline seos (N=175)

### **5.3.7 Andmestikule sobimatud heljumi algoritmid**

T1, T9, T12, T18, olid heljumi algoritmid, mis ei andnud häid tulemusi ühegi veetüübi puhul. Äärmiselt anomaalseid tulemusi andsid aga algoritmid T2 ja T15, mis olid kirja pandud juba heljumi kontsentratsiooni arvutusvalemi kujul, nende determinatsioonikoefitsiendi väärtused olid negatiivsed, mis näitab, et mudelid ei sobinud kasutatud andmestikule. Algoritm T1 on välja töötatud sedimentide ja heljumi rohke Beauforti mere jaoks, heljumi kontsentratsioonide vahemik sealses piirkonnas on aga 0,162–152,5 mg/l ning T18 on Prantsusmaa edelaosa Gironde estuaari heljumi kontsentratsioonide tuletamiseks välja töötatud algoritm, mõõdetud kontsentratsioonid 15–250 mg/l. Algoritm T12 on välja töötatud troopiliste rannikuvete jaoks, mille andmestik on kogutud Uus-Kaledoonia, Kuuba ning Fidži saarte lähistelt. Üleüldiselt on *Case II* vete OAS kontsentratsioonide tuletamine keerukas (Cheng *et al.*, 2005). Nõudlus töötavate globaalsete TSM algoritmide järele on olemas (Acker *et al.*, 2005), aga samal ajal liigutakse regionaalsete algoritmide suunas (Ouillon *et al.* 2008; Dogliotti *et al.*, 2015), sest vee optiliste omaduste varieeruvus on niivõrd suur ja globaalsed algoritmid ei anna veel häid tulemusi.

### **5.4 Optilise klassifikatsiooni põhine heljumi algoritmide satelliitpildile rakendamine**

Optilise klassifikatsiooni põhise heljumi algoritmide satelliitpildile rakendamist uuriti Sentinel-3 OLCI 14.06.2016 pildil (Joonis 6), kus igale pikslile määrati optiline veetüüp (Uudeberg *et al.*, 2017) ja leiti veetüübipõhiste heljumi algoritmidega heljumi kontsentratsioon (Joonis 7). Uuritavateks veekogudeks on Peipsi järv ja Võrtsjärv.



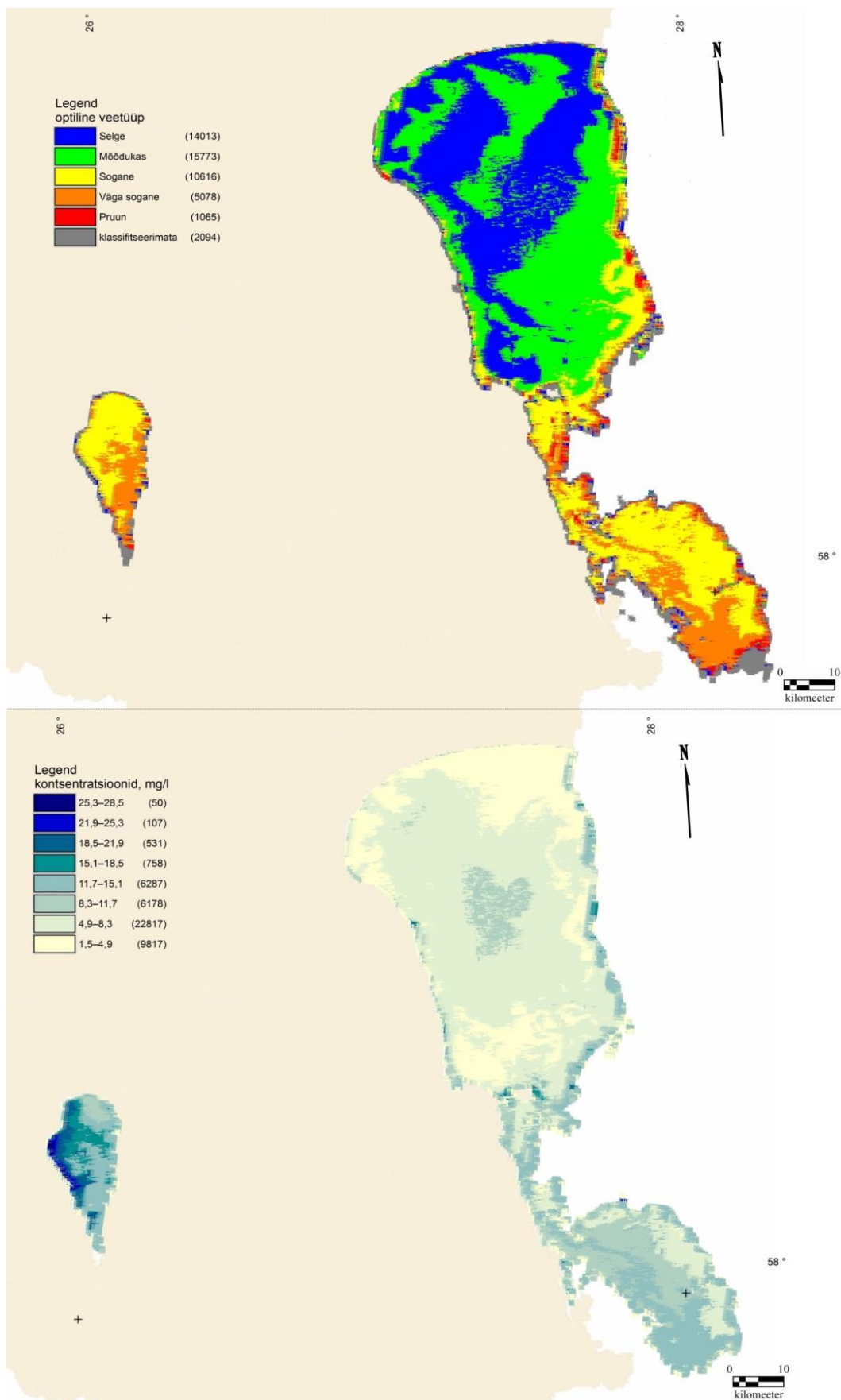
**Joonis 6.** OLCI RGB (red – green – blue) satelliitpilt L1 tötlusega Peipsi ja Võrtsjärve piirkonnast mõõtmispunktidega (kuupäev 14.06.2016)

Satelliitpildile veetüüpide heljumi algoritmide rakendamiseks sooviti kasutada punktis 5.3.6 toodud algoritmide kombinatsiooni, kuid *Mõõduka* ja *Pruuni* veetüübi puhul parimaks osutunud algoritmi ei olnud võimalik kasutada, sest OLCI-l ei ole selle algoritmi maksimumpiigile vastavat kanalit. Seetõttu kasutati paremuselt teisi algoritme. Satelliitpildile rakendatud algoritmide jaoks valitud sobilikud OLCI kanalid on ära märgitud tabelis 9.

**Tabel 9.** Satelliitpildile rakendatud algoritmidele vastavad OLCI kanalid

Veetüüp	Algoritm	OLCI kanal
<i>Selge</i>	$T16=f(R(709,5))$	11
<i>Mõõdukas</i>	$T4=f(R(702) - R(751))$	11, 12
<i>Sogane</i>	$T8=f(R(705) - R(754))$	11, 12
<i>Väga sogane</i>	$T20=f(R(560-520)/(560+520))$	5, 6
<i>Pruun</i>	$T20=f(R(560-520)/(560+520))$	5, 6

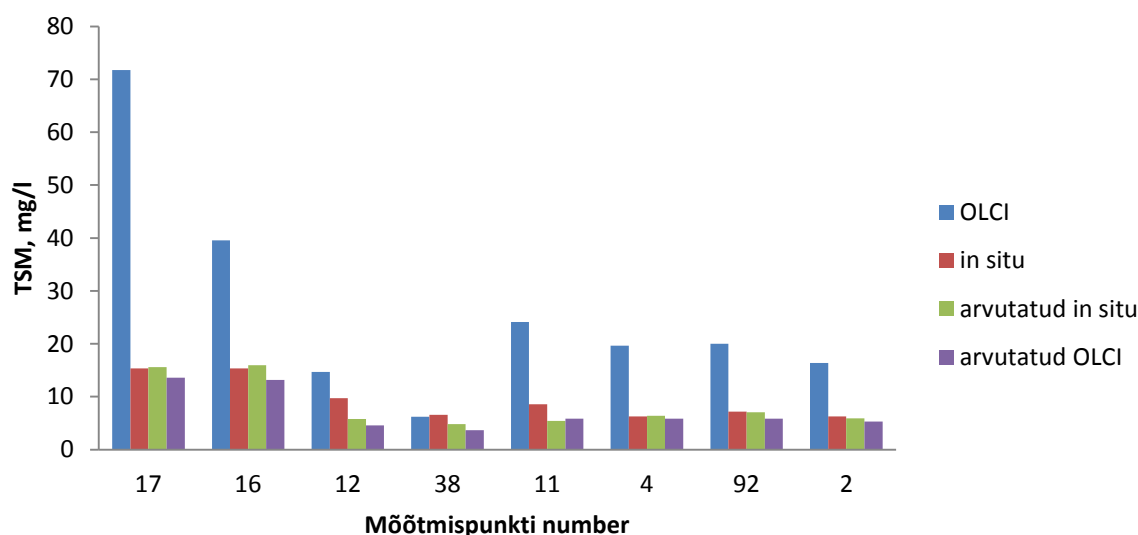
Joonisel 7 eristub selgelt *Mõõduka* ja *Selge* veetüübiga piirkond Peipsi Suurjärve avaosas ning samas on märgatavad heljumi madalamad kontsentratsioonid. Rannikualade lähistel on kõrgema heljumi sisaldusega piirkonnad, eriti on see märgatav Peipsi Suurjärve idakaldal. Lisaks on eristatav Suure-Emajõe suubekoht, moodustades *Sogase* veega lohu Peipsi suurjärve edelaosas. Lämmijärves puudub *Selge* veega ala ning enamasti on see heljumirohke. Pihkva järves on rohkem õitsengut ehk *Väga sogast* veetüüpi. Velikaja jõe (Pihkva järve lõunaosa) suudmes on eristatav suur õitsenguala, mõlemal joonisel on märgata teistsuguste vee omadustega ala, mis liigub üle Pihkva järve Lämmijärve. Võrtsjärv on heljumirohke, põhja-lääne osas domineerib *Sogane* veetüüp ning heljumi kontsentratsioonid on kõrged järve läänekaldal. Ida-lõuna suunas domineerib Võrtsjärves *Väga sogane* veetüüp ning heljumi kontsentratsioonid on natukene madalamad, vähem leidub *Selge* ja *Pruuni* veetüübiga alasid.



**Joonis 7.** OLCI satelliitpildile pikslitele määratud optiline veetüüp (üleval) ja samade optiliste veetüüpide heljumi algoritmidega leitud TSM kontsentratsiooni varieeruvus (all)

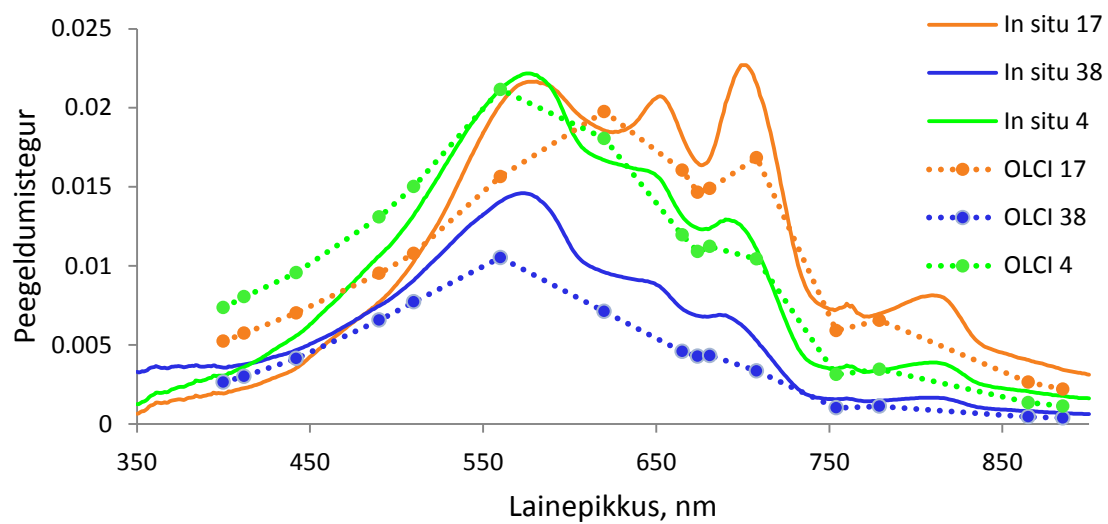
#### 5.4.1 *In situ*, OLCI tulemite ja algoritmide heljumi tulemite võrdlus

Joonisel 8 on kaheksas mõõtmispunktis *in situ*, OLCI ning optiliste veetüüpide põhiste algoritmidega *in situ* ja OLCI peegeldumisspektrist leitud heljumi kontsentratsioonide võrdlus. Võrreldes *in situ* andmetega hindab Sentinel-3 sensor OLCI kuues mõõtmispunktis heljumi kontsentratsioone tugevalt üle. Samas optilise veetüübi põhiste heljumi algoritmidega leitud tulemid nii *in situ* kui ka OLCI puhul annavad realistlikemaid tulemusi ja kirjeldavad situatsiooni. Kõige lähedasemad on heljumi kontsentratsiooni väärtused üksteisele *Selge* veetüübi puhul (punkt 38). Võrdlus näitab, et OLCI standardproduktid Peipsi järves tihti ülehindavad heljumi kontsentratsioone, mistõttu on oluline valideerimisandmete olemasolu (Althuis & Shimwell, 1995) ja heljumi kontsentratsioonide tuletamisel alternatiivsete lahenduste leidmine. Hetkel töös leitud optilistel veetüüpidel põhinev heljumi algoritmide rakendamine annab paremaid tulemusi.



**Joonis 8.** TSM kontsentratsioonid OLCI satelliitpildi standardtulemitelt (OLCI), *in situ* mõõdetud (*in situ*), Ramsese hüperspektraalselt peegeldumisspektrilt veetüübipõhiste heljumi algoritmidega arvutatud (arvutatud *in situ*) ning OLCI peegeldumisspektrist heljumi veetüübipõhiste algoritmidega arvutatud (arvutatud OLCI)

OLCI peegeldumisspektrid on võrreldavad *in situ* mõõdetud peegeldumisspektritega (Joonis 9). Mõõtmispunktide hulgas on esindatud kolm veetüüpi: *Selge*, *Mõõdukas* ja *Väga sogane*. Kõigi kolme veetüübi puhul *in situ* ja OLCI peegeldumisspektritel on sarnane spektritaalne käik ja veetüübile omased peegeldumisspektrid joonistuvad välja, olenemata sellest, et OLCI mõõdab peegeldumistegureid vaid 21 lainepikkusel ja TriOS Ramses spektromeetrid 551 lainepikkusel.



**Joonis 9.** OLCI ja *in situ* peegeldumisspektrid kolmes erinevas mõõtmispunktis (*Selge* – sinine; *Mõõdukas* – roheline; *Väge sogane* – oranž)

## Kokkuvõte

Käesolevas bakalaureusetöös uuriti järvede optilise veetüübi põhiliselt heljumi algoritmide rakendatavust *in situ* andmetele ja Sentinel-3 OLCI satelliitpildile. Täpsemalt keskenduti igale optilisele veetüübile *Selge*, *Mõõdukas*, *Sogane*, *Väga sogane* ja *Pruun* kõige paremini toimiva heljumi algoritmi leidmisele. Selleks analüüsiti Tartu Observatooriumi veekaugseire andmebaasist aastate 2012–2017 *in situ* kogutud andmestikku ja tutvuti kirjanduses toodud heljumi kontsentratsioonide tuletamise algoritmidega.

Töö teoreetilises osas käsitleti üldiseid veekaugseire põhimõtteid, vaadeldi lähemalt, kuidas heljum, fütoplankton ning värvunud lahustunud orgaaniline aine oma neeldumis-, peegeldumis- ning hajutamismadustega kujundavad vee peegeldumisspektri. Lisaks tehti põgus ülevaade veetüüpide klassifikatsioonidest, keskendudes töös kasutatud optilistele veetüüpidele. Uurimusliku osa esimeses pooles tutvuti kasutatud andmestikuga, seejärel testiti algoritmide rakendatavust heljumi kontsentratsiooni leidmiseks viiel erineval optilisel veetüübil ning hiljem rakendati ka kogu andmestikule optilise veetüübi põhiselt. Tulemuste interpreteerimiseks arvutati juurde erinevad statistikud. Viimaks testiti töös leitud iga optilise veetüübi põhise heljumi algoritmi sobivust Sentinel-3 OLCI pildile rakendamiseks.

Uurimistöö tulemusena selgus, et *Selge* veetüübi puhul toimis kõige paremini heljumi algoritm T16, *Mõõduka* veetüübi puhul heljumi algoritm T19, *Sogase* veetüübi puhul algoritm T8, *Väga sogase* veetüübi puhul algoritmi T20 ning *Pruuni* veetüübi peal heljumi algoritm T19. Kogu *in situ* andmestikule optilise veetüübi põhiseid heljumi algoritme rakendades saadi tugev seos ( $R^2=0,80$ ). Satelliitpildile rakendades selgus, et kahe optilise veetüübi, *Mõõdukas* ja *Pruun*, algoritm tuli välja vahetada OLCI sobilike kanalite puudumise tõttu. Satelliidi mõõtmispunktide heljumi kontsentratsiooni võrdlus näitas, et optilise veetüübi põhised heljumi algoritmid annavad *in situ* mõõtmistega samas suurusjärgus tulemeid, aga satelliidi standardproduktid pigem ülehindavad kontsentratsioone. Kõige edukamalt tuletati heljumi kontsentratsioone *Sogasest* veetüübist. Teiste optiliste veetüüpide puhul nii häid tulemusi ei saadud. *Pruuni* ja *Mõõduka* optilise veetüübi peal toimis kõige paremini CDOM-i rikaste järvede peal välja töötatud algoritm. Nõrgim oli seos *Väga sogase* optilise veetüübi puhul. Üleüldiselt ei andnud häid tulemusi algoritmid, mille testimispiirkonna veekogude omadused erinesid antud töö käigus kasutatud veekogudest. See näitab, et algoritmid ja nende töövõimekus on lokaalse tähtsusega ning kõik algoritmid ei tööta iga veetüübi peal samamoodi.



Töös kasutatud andmestikku võib pidada küllaltki esinduslikuks algoritmide testimisel, kuna mõõtmised on teostatud mitmetel erinevatel veekogudel (32), mille OAS sisaldus varieerus ning andmed on kogutud seitsme aasta vältel erinevatel kuudel (maist septembri keskpaik). Samas tuleb märkida, et veetüübipõhiselt ei olnud jaotus võrdne ja mõned optilised veetüübid olid nõrgalt esindatud ja tulevikus vajaks lisa andmeid. Optiliste veetüüpide põhise heljumi algoritmide rakendamine kaugseires on perspektiivikas ja seda on juba võimalik koheselt rakendada. Tööd saab edasi arendada, keskendudes optiliste veetüüpide sisestele IOP-idele ning välja töötada nii kõikidele veetüüpidele tugeva seosega heljumi algoritmid. Samuti peab silmas pidama erinevate karakteristikutega satelliitidele rakendamise võimalusi.

## **Tänuavaldused**

Töö autor sooviks tänada juhendajat Kristi Uudebergi meeldiva ning sujuva koostöö, abivalmiduse, kannatlikkuse, mõistva suhtumise ning heade nõuannete eest.

Suured tänusõnad Tartu Observatooriumi veekaugseire töörühmale andmete kogumise eest, Võrtsjärve Limnoloogiajaamale veeproovide analüüsimise eest. Antud lõputöös kasutati andmeid, mis on kogutud Euroopa Liidu Horisont 2020 teadus- ja innovatsiooniprogrammi grandi number 730066 ja Euroopa Liidu Regionaalarengu Fondi programmi „Keskonnakaitse ja –tehnoloogia teadus ja arendustegevus“ (KESTA) projekti „Eesti veekeskkonna observatoorium“ (VeeOBS 3.2.0802.11-0043) raames. Ja uurimistööd on finantseerinud ka Eesti Teadusagentuur (PSG10). Suured tänud kõigile eespool nimetatutele.

## Summary

The main purposes of this bachelor thesis were (1) to give an overview of the main principles of water remote sensing and previously published total suspended matter algorithms; (2) to analyse the data set collected by Tartu Observatory's water remote sensing workgroup from 2012 to 2017, which was later used for algorithms' applications; (3) to test the feasibility of algorithms on optical water type guided approach for lakes; (4) to investigate the applicability of the selected best algorithms on OLCI data.

On the first part of the thesis the main principles of water remote sensing and how optically active substances affect the properties of water and its reflectance were discussed. In addition, a brief overview of water type classifications were discussed, focusing on the optical water type guided approach as used in the work later. On the second part, the data was first analysed and then the algorithms were tested for retrieving TSM. Different statistics were calculated to interpret the results. Finally, the optical water type algorithms' suitability on OLCI data was tested.

As a result, the best performing TSM retrieval algorithm for *Clear* optical water type was T16, for *Moderate* optical water type was the most suitable algorithm T19, for *Turbid* optical water type T8, for *Very turbid* water type T20 and algorithm T19 worked the best on *Brown* water type T19. A strong correlation ( $R^2 = 0,80$ ) was obtained when the optical water type algorithms were tested on whole data set. Using satellite imagery, it turned out that the algorithms for two optical water types, *Moderate* and *Brown*, had to be replaced because there were no suitable OLCI bands.

The comparison showed that the optical water type algorithms give more realistic TSM concentrations with *in situ* measurements and standard imagery products tend to overestimate the TSM concentrations. Optical water type algorithms worked the best on *Turbid* water type, and not so good results were obtained on other water types. On the whole, algorithms that did not match the characteristics of water bodies tested here, did not work well. This indicates that algorithms do not work the same way on each water type.

The data used in the study can be considered fairly representative for testing algorithms, as measurements have been made on several different water bodies (32), with varying OAS concentrations, also the data was collected over seven years in different months. However, it should be noted that optical water types were not distributed equally, some optical water

types were poorly represented and additional data would be needed. The study can be further developed by focusing on the IOPs of optical water types. It is also important to take into account the possibilities to implement optical water type algorithms on satellites with different characteristics.

## Kasutatud kirjandus

Acker, J., Ouillon, S., Gould, R., & Arnone, R. (2005). Measuring Marine Suspended Sediment Concentrations from Space: History and Potential. *Proc. 8th Int. Conf. Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, 10.

Alikas, K., Kangro, K., Randoja, R., Philipson, P., Asuküll, E., Pisek, J., Reinart, A. (2015). Satellite-based products for monitoring optically complex inland waters in support of EU Water Framework Directive. *International Journal of Remote Sensing*, 36, 4446–4468.

Althuis, I.J.A., Shimwell, S. (1995). Modelling remote sensing re-flectance spectra for suspended matter concentration detection in coastal waters. *EaRSeL: Adv Remote Sensing* 4(1): 53-59.

Bhattacharya, S., Gupta, A. B., Gupta, A., Pandey, A. (2017). Water Remediation. *Springer*.

Bricaud, A., Morel, A., Prieur, L. (1981). Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains<sup>1</sup>. *Limnology and Oceanography*, 26(1), 43–53.

Brockman Consult, Scientific Image Processing Toolbox. (viimati vaadatud 14.05.2018). <https://web.brockmann-consult.de/portfolio/earth-scientific-image-processing/>.

Bukata, R. P., Jerome, J. H., Kondratyev, A. S., Pozdnyakov, D. V. (1995). Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. CRC Press.

Campbell, B.J. (1987). Introduction to remote sensing. *The Guilford Press, New York*, lk 404-414.

Cheng, C., Li, H., Wu, N., Guo, S., Xu, X. (2005). Discussion on linear algorithms for simultaneously retrieving TSM, chlorophyll and cdom of case 2 waters in Yellow Sea and East China Sea. *Proceedings. 2005 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2005. IGARSS '05*. (Kd 4, lk 2507–2510). 189-192.

Copernicus, SciHub. (Viimati vaadatud 10.05. 2018). <https://scihub.copernicus.eu/s3/>.

Dekker, A.G. (1993). Detection of Optical Water Quality Parameters for Eutrophic Waters by High Resolution Remote Sensing. *Ph.D. Thesis, Earth and Life Sciences, Amsterdam, The Netherlands. Proefschrift Vrije Universiteit (Free University)*.

Dekker, A. G., Vos, R. J., Peters, S. W. M. (2002). Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. *International Journal of Remote Sensing*, 23(1), 15–35.

Dekker, A., Byrne, G., Brando, V., and Anstee, J. (2003). Hyperspectral mapping of intertidal rock platform vegetation as a tool for adaptive management.

Doerffer, R., Brockmann, C., (2006). MERIS Case2 Regional Processor User Manual, Version 1.1, November 2006.

Dogliotti, A.I., Ruddick, K. G., Nechad, B., Doxaran, D., Knaeps, E. (2015). A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote Sensing of Environment*, 156, 157–168.

Doxaran, D., Froidefond, J.-M., Castaing, P. (2002). A reflectance band ratio used to estimate suspended matter concentrations in sediment-dominated coastal waters. *International Journal of Remote Sensing*, 23(23), 5079–5085.

EL veepoliitika raamdirektiiv. (2000/60/EÜ). (viimati vaadatud 12.05.2018). <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090625:ET:PDF>.

Eleveld, M., Ruescas, A., Hommersom, A., Moore, T., Peters, S., Brockmann, C. (2017). An Optical Classification Tool for Global Lake Waters. *Remote Sensing*, 9(5), 420.

ENVISAT, Earth Online. (viimati vaadatud 20.05.2018). <https://earth.esa.int/web/guest/missions/esa-operational-eo-missions/envisat>.

ESA, Sentinel Online (viimati vaadatud 11.05.2018) <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-3-olci/overview/heritage>.

ESS meetod 340.2. (1993). Total suspended solids, mass balance (dried at 103-105°), volatile suspended solids (Ignited at 550°). Environmental Sciences Section, ESS 3: 189-192.

EUMETSAT, Future Satellites. (viimati vaadatud 12.05.2018).  
<https://www.eumetsat.int/website/home/Satellites/FutureSatellites/CopernicusSatellites/index.html>.

Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilágyi, F., Mittenzwey, K.-H., Karnieli, A., Kaiser, A. (1993). Quantitative Remote Sensing Methods for Real-Time Monitoring of Inland Waters Quality. *International Journal of Remote Sensing*, 14, 1269–1295.

Homayouni, S., Roux, M. (2004). Hyperspectral image analysis for material mapping using spectral matching. *International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Science*, 35, 49-54.

Härmä, P., Vepsäläinen, J., Hannonen, T., Pyhälähti, T., Kämäri, J., Kallio, K., Koponen, S. (2001). Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland. *Science of The Total Environment*, 268(1), 107–121.

IOCCG (2000). Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters. Sathyendranath, S. (ed.). *Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada*.

IOCCG (2006). Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications. Lee, Z.-P. (ed.). *Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 5, IOCCG, Dartmouth, Canada*.

IOCCG (2008). Why Ocean Colour? The Societal Benefits of Ocean-Colour Technology. Platt, T., Hoepffner, N., Stuart, V. and Brown, C. (eds.). *Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 7, IOCCG, Dartmouth, Canada*.

ISO 10260, (1992) (E). Water quality measurements of biochemical parameters – Spectrophotometric determination of chlorophyll-a concentration. *Geneva, Switz., 1-6*.

Jeffrey, S.W., Humphrey, F., G. (1975). New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2. *Biochem. Physiol. Pfl.*, 167, 194-204.

Kalchev, R. K., Beshkova, M. B., Boumbarova, C. S., Tsvetkova, R. L., Sais, D. (1996). Some allometric and non-allometric relationships between chlorophyll-a and abundance variables of phytoplankton. *Hydrobiologia*, 341(3), 235–245.

Kallio, K., Kutser, T., Hannonen, T., Koponen, S., Pulliainen, J., Vepsäläinen, J., Pyhälähti, T. (2001). Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. *Science of The Total Environment*, 268(1), 59–77.

Koponen, S., Attila, J., Pulliainen, J., Kallio, K., Pyhälähti, T., Lindfors, A., Hallikainen, M. (2007). A case study of airborne and satellite remote sensing of a spring bloom event in the Gulf of Finland. *Continental Shelf Research*, 27(2), 228–244.

Kutser, T., Paavel, B., Verpoorter, C., Ligi, M., Soomets, T., Toming, K., Casal, G. (2016). Remote Sensing of Black Lakes and Using 810 nm Reflectance Peak for Retrieving Water Quality Parameters of Optically Complex Waters. *Remote Sensing*, 8(12), 497.

Laanen, M. (2007). Yellow Matters : Improving the remote sensing of Coloured Dissolved Organic Matter in inland freshwaters. *PhD dissertation, Vrije University, Amsterdam*, 6-32.

Laili, N., Arafah, F., Jaelani, L. M., Subehi, L., Pamungkas, A., Koenhardono, E. S., Sulisetyono, A. (2015). Development of water quality parameter retrieval algorithms for estimating total suspended solids and chlorophyll-a concentration using landsat-8 imagery at poteran island water. *ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, II-2/W2, 55–62.

Lillesand, T. M., Kiefer, R. W. (1994). Remote sensing and image interpretation. *Wiley & Sons. Hoboken*, 750.

Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G. (1999). Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques. *Joint Research Centre, Italia: Ispra*.

Lodhi, M. A., Rundquist, D. C., Han, L., Kuzila, M. S. (1997). The potential for remote sensing of loess soils suspended in surface waters. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*.

Maa-amet, Geoportaal. (viimati vaadatud 3.05.2018). <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid-p1.html> .

Matthews, M. W. (2011). A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855–6899.

Miller, R. L., McKee, B. A. (2004). Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 93(1–2), 259–266.

Mobley, C.D. (1994). Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters. *Academic Press*.

Mobley, C. D. (1999). Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied Optics*, 38(36), 7442–7455.

Mobley, C.D., Stramski, D., Bisset, W. P., E. Boss, E., (2004). Optical modeling of ocean waters: Is the case-1 case-2 still useful? *Oceanography* 17 (2, 60-67).

Mobley, C. D. (2001). Radiative Transfer in the Ocean. *Encyclopedia of Ocean Sciences* (lk 2321–2330). Elsevier.

Morel, A., Prieur, L. (1977). Analysis of variations in ocean color, *Limnology and Oceanography*, 22, 709-722.

Morel, A. (1980). In-water and remote measurements of ocean color, *Boundary Layer Meteorology*, 18, 177-201.

NASA, Ocean Colour Web. (viimati vaadatud 20.05.2018). <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/czcs/> .

Nechad, B., Ruddick, K. G., Park, Y. (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 114, 854–866.

Neukermans, G., Ruddick, K., Bernard, E., Ramon, D., Nechad, B., Deschamps, P.-Y. (2009). Mapping total suspended matter from geostationary satellites: a feasibility study with SEVIRI in the Southern North Sea. *Optics Express*, 17(16), 14029–14052.



Odermatt, D., Gitelson, A., Brando, V. E., Schaepman, M. (2012). Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118, 116–126.

Ouillon, S., Douillet, P., Petrenko, A., Neveux, J., Dupouy, C., Froidefond, J.-M., Muñoz-Caravaca, A. (2008). Optical Algorithms at Satellite Wavelengths for Total Suspended Matter in Tropical Coastal Waters. *Sensors*, 8(12), 4165–4185.

Pope, R. M., Fry, E. S. (1997). Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water II Integrating cavity measurements. *Applied Optics*, 36(33), 8710.

Preisendorfer, R.W. (1965). Radiative Transfer on Discrete Spaces. *Pergamon, Oxford*, 462.

Prieur, L., Sathyendranath, S. (1981). An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials. *Limnology and Oceanography*, 26(4), 671–689.

Reinart, A., Herlevi, A., Arst, H., Sipelgas, L. (2003). Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and south Finland.

Reinart, A., Valdmets, K., (2007). Variability of optical water type in Lake Peipsi. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, 56, 33-46.

Ruddick, K. G., Cauwer, V. D., Park, Y.-J., Moore, G. (2006). Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1167–1179.

Shi, W., Zhang, Y., Wang, M. (2018). Deriving Total Suspended Matter Concentration from the Near-Infrared-Based Inherent Optical Properties over Turbid Waters: A Case Study in Lake Taihu. *Remote Sensing* 10(2):333.

Stedmon, C. A., Osburn, C. L., Kragh, T. (2010). Tracing water mass mixing in the Baltic–North Sea transition zone using the optical properties of coloured dissolved organic matter. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(1), 156–162.

Spyrakos, E., O'Donnell, R., Hunter, P. D., Miller, C., Scott, M., Simis, S. G. H., Tyler, A. N. (2018). Optical types of inland and coastal waters: Optical types of inland and coastal waters. *Limnology and Oceanography*, 63(2), 846–870.

Tang, S., Larouche, P., Niemi, A., Michel, C. (2013). Regional algorithms for remote-sensing estimates of total suspended matter in the Beaufort Sea. *International Journal of Remote Sensing*, 34(19), 6562–6576.

Thiemann, S., Kaufmann, H. (2000). Determination of Chlorophyll Content and Trophic State of Lakes Using Field Spectrometer and IRS-1C Satellite Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, 73(2), 227–235.

Uudeberg, K., Ansko, I. (2009). *In situ* radiometric measurements with TriOS-RAMSES system. *NORDic network for AQUatic REMote Sensing* (NordAquaRemS): kick-offmeeting-Lammi (Soome).

Uudeberg, K., Põru, G., Ansko, I., Ansper, A., Ligi, M. (2017). Estimation of the lakes optical water types from satellites'. Posterettekanne.

Water Remote Sensing Database, Tartu Observatory. (*viimati vaadatud 17.05.2018*). <https://water.to.ee/>.

Woźniak, S. B. (2014). Simple statistical formulas for estimating biogeochemical properties of suspended particulate matter in the southern Baltic Sea potentially useful for optical remote sensing applications. *Oceanologia*, 56(1), 7–39.

## Lisad

### Lisa 1. Mõõtmispunktide näitajad

Tabel x. Töös kasutatud andmestiku mõõdetud näitajad (N=175)

Veekogu	Aeg	TSM [mg/l]	Chl-a [mg/m <sup>3</sup> ]	a442 [m <sup>-1</sup> ]	tuul [m/s]	Secchi [m]	Päikese kõrgus (°)
Peipsi järv	12.06.2012	12	16,1123	2,809154	6	1,2	52,80049
Peipsi järv	12.06.2012	10,5	9,3172	6,7696	4,5	1,1	53,97694
Peipsi järv	12.06.2012	13,5	19,67347	3,545981	4	1,1	52,026
Peipsi järv	12.06.2012	23,78	24,99067	3,914395	4	0,6	47,433
Peipsi järv	12.06.2012	9,5	12,0316	1,980223	1	1,4	40,81385
Peipsi järv	13.06.2012	15,2	32,05104	4,006498	3	0,7	50,17614
Peipsi järv	13.06.2012	13,5	27,6838	3,868343	3,5	0,8	53,09998
Peipsi järv	13.06.2012	9	30,5964	4,927532	2,2	0,7	54,76477
Peipsi järv	13.06.2012	13	35,718	4,098601	4,2	0,6	54,69069
Peipsi järv	13.06.2012	12	43,9292	4,236757	4,6	0,6	53,1903
Peipsi järv	14.06.2012	2,666667	4,3256	1,796016	2	2,6	45,03413
Peipsi järv	14.06.2012	1,88	3,2046	1,842068	1,5	2,65	49,58094
Peipsi järv	14.06.2012	1,88	4,1056	1,934171	1	2,6	54,18049
Peipsi järv	14.06.2012	2,1	2,7322	1,703913	1	2,65	54,52132
Peipsi järv	14.06.2012	4,13	5,9368	1,980223	2,2	1,6	53,34581
Võrtsjärv	15.06.2012	15,66667	35,78393	2,256533	3	0,7	51,83949
Võrtsjärv	15.06.2012	28	30,45571	2,302585	3,5	0,6	54,00275
Võrtsjärv	15.06.2012	24,4	26,70464	2,348637	4,5	0,5	
Võrtsjärv	15.06.2012	44,5	24,64643	3,453878	5	0,7	55,04998
Peipsi järv	27.06.2012	7	12,13625	1,796016	4	1,7	18,64686
Peipsi järv	27.06.2012	9,67	19,2985	1,473654	4	1,4	23,24243
Peipsi järv	27.06.2012	6,67	13,574	1,703913	5	1,6	29,44602
Peipsi järv	27.06.2012	7	13,32025	2,809154	6,5	1,6	34,52052
Peipsi järv	27.06.2012	9,33	15,72875	1,703913	4	1,5	47,62692
Peipsi järv	27.06.2012	10,67	29,603	3,592033	5	1,1	54,07434
Peipsi järv	7.08.2012	11,67	12,326	3,592033	6	0,8	43,17259
Peipsi järv	7.08.2012	8,67	14,3368	3,822291	6	1	45,32274
Peipsi järv	7.08.2012	6,67	13,8844	1,934171	6	1,3	46,74495
Peipsi järv	7.08.2012	6	12,0532	2,026275	5	1,2	47,59025
Võrtsjärv	9.08.2012	18,67	45,29625	3,361774	1,5	0,45	42,93309
Võrtsjärv	9.08.2012	14,67	42,60042	2,44074	1,5	0,5	45,82196
Võrtsjärv	9.08.2012	17	41,9075	2,394688	3,5	0,55	47,42794
Võrtsjärv	9.08.2012	16,33	42,40125	4,282808	3	0,55	46,64184
Peipsi järv	8.07.2013	2,666667	8,160833	2,44074	2	1,85	49,01674
Peipsi järv	8.07.2013	5,666667	8,59925	2,532844	4	1,8	53,30004
Peipsi järv	8.07.2013	8	7,267583	2,486792	3	1,8	53,95144
Peipsi järv	8.07.2013	7	7,295917	2,993361	5	1,15	53,99267

Peipsi järv	8.07.2013	8,666667	13,049	2,901257	3	1	53,55445
Peipsi järv	8.07.2013	9,333333	6,324239	4,236757	4	0,8	50,78792
Peipsi järv	8.07.2013	3,333333	4,367667	2,394688	1	1,65	45,16335
Peipsi järv	8.07.2013	4	7,505583	2,624947	1	1,5	42,83619
Peipsi järv	9.07.2013	8,333333	8,344583	2,348637	5,5	1,1	49,82488
Peipsi järv	9.07.2013	3,333333	4,507125	2,210482	5	1,5	52,33904
Peipsi järv	9.07.2013	5,333333	5,705938	2,302585	6,5	1,6	53,6758
Peipsi järv	9.07.2013	6,333333	8,440313	2,44074	4,5	1,4	53,56529
Peipsi järv	9.07.2013	9,333333	12,59775	2,394688	5	1	52,37319
Peipsi järv	9.07.2013	8	8,102333	2,486792	5	1	49,53023
Peipsi järv	9.07.2013	10,66667	7,465083	2,993361	4	0,8	44,84761
Võrtsjärv	10.07.2013	12,5	33,7425	2,71705	1	0,6	50,08598
Võrtsjärv	10.07.2013	17,5	36,466	2,763102	1	0,5	53,14838
Võrtsjärv	10.07.2013	14,5	30,2685	2,624947	1	0,5	53,94213
Võrtsjärv	13.07.2013	22,5	33,15638	2,855206	3,5	0,4	49,36751
Võrtsjärv	13.07.2013	20,5	22,04713	2,993361	4	0,5	50,98517
Võrtsjärv	13.07.2013	19,5	22,4902	3,315723	4	0,6	52,50213
Valguta Mustjärv	13.07.2013	2,857143	6,759	28,55206	1,5	0,4	53,25044
Peipsi järv	14.07.2013	9,25	12,6912	2,302585	3,5	1,05	47,62682
Peipsi järv	14.07.2013	15	23,0599	3,361774	3	0,6	51,13767
Kalli järv	14.07.2013	3,6	13,1684	24,45345	4,5	0,45	52,54172
Leego järv	14.07.2013	16,5	26,987	30,62438		0,4	53,2931
Peipsi järv	14.07.2013	11	14,18067	2,670999	3,5	0,8	52,79108
Koosa järv	14.07.2013	6,8	16,0566	13,81551		0,65	51,40725
Võrtsjärv	29.07.2013	13,6	26,6365	2,532844	3	0,45	47,00164
Võrtsjärv	29.07.2013	14	23,3285	2,532844	2	0,5	48,91695
Võrtsjärv	29.07.2013	14	25,6945	2,578895	1	0,5	49,82005
Valguta Mustjärv	29.07.2013	6,571429	13,659	24,3153	2,5		50,14012
Peipsi järv	17.07.2014	7,43	10,68175	1,703913	2	1	43,48423
Peipsi järv	17.07.2014	6	18,2815	2,302585	1	0,75	46,60683
Peipsi järv	17.07.2014	5,14	17,216	2,348637	2	0,85	48,55767
Peipsi järv	17.07.2014	2,666667	5,801923	1,243396	1	1,3	50,4227
Peipsi järv	17.07.2014	3,333333	5,118269	1,151293	2	1,5	52,22387
Peipsi järv	17.07.2014	4,285714	7,502	1,243396	1	1,1	52,4528
Võrtsjärv	18.07.2014	12,5	23,68714	1,88812	4,5	0,55	42,61915
Võrtsjärv	18.07.2014	12,5	20,05179	1,105241	2	0,6	47,08533
Võrtsjärv	18.07.2014	12,33333	23,32179	1,381551	2	0,5	49,42547
Võrtsjärv	18.07.2014	13,5	19,32107	1,335499	3	0,5	51,2299
Saadjärv	4.09.2014	2,17	4,871611	0,967086	4	4,6	31,2086
Saadjärv	4.09.2014	2,33	5,510667	0,874982	2	4,6	33,63294
Saadjärv	4.09.2014	2,17	4,394667	0,828931	2	4,45	36,70479
Raigastvere järv	4.09.2014	8,75	40,96115	3,315723	3,5	1,4	38,63002
Kaiavere järv	4.09.2014	10,67	38,73659	3,407826	2	0,9	34,59552
Elistvere järv	4.09.2014	3,75	12,81765	2,947309	3,5	1,8	28,58914
Soitsjärv	4.09.2014	2,75	8,626618	1,61181	3,5		15,94562
Võrtsjärv	26.05.2015	13	34,88536	2,624947	2	0,5	47,87068

Võrtsjärv	26.05.2015	15	34,03893		2	0,5	50,50077
Peipsi järv	27.05.2015	4,166667	10,67975	2,901257	4,4	1,6	49,64387
Peipsi järv	27.05.2015	3,166667	15,558	4,697274	2,5	1,2	51,69569
Saadjärv	12.06.2015	1,8	9,157	0,921034	3	3,5	
Raigastvere järv	12.06.2015	8	9,3035	3,177567	4,5	0,8	51,00312
Saadjärv	31.07.2015	1,5	4,746375	0,736827	7	4,3	39,91553
Saadjärv	31.07.2015	1	4,6185	0,782879	4	4	41,82468
Võrtsjärv	20.05.2016	10,75	34,71531	2,532844	3,4	0,7	51,40931
Võrtsjärv	20.05.2016	10,75	34,82464	2,44074	3	0,7	51,8394
Peipsi järv	14.06.2016	15,33333	36,32333	3,77624	0		36,71166
Peipsi järv	14.06.2016	15,33333	37,24333	3,177567	2,5	0,8	44,13449
Peipsi järv	14.06.2016	9,714286	15,69025	1,703913	1,5	1,4	53,54194
Peipsi järv	14.06.2016	6,571429	10,3025	1,519706	3,5	2,5	54,78582
Peipsi järv	14.06.2016	8,571429	13,819	1,519706	1	1,4	52,59748
Peipsi järv	14.06.2016	6,25	9,1985	1,842068	3,5	1,4	44,75277
Peipsi järv	14.06.2016	7,142857	13,99375	1,519706	5,5	1,4	35,99738
Peipsi järv	14.06.2016	6,25	10,59875	1,61181	5	1,4	28,52627
Võrtsjärv	29.06.2016	18,66667	39,05781	2,348637	2	0,4	43,26752
Võrtsjärv	29.06.2016	16,33333	31,89969	2,486792	0	0,45	46,63415
Võrtsjärv	29.06.2016	24,66667	36,09531	2,44074	0,5	0,5	48,10949
Võrtsjärv	29.06.2016	16,66667	35,50406	1,980223	0	0,5	51,13528
Võrtsjärv	29.06.2016	20	30,05313	2,302585	0	0,4	53,57298
Peipsi järv	14.07.2016	8,75	20,22575	1,381551	5	1,8	38,30659
Peipsi järv	14.07.2016	5,75	19,16825	1,519706	5	1,6	46,01708
Peipsi järv	14.07.2016	7,666667	19,891	1,335499	5,5	1,7	51,76401
Peipsi järv	14.07.2016	5,75	20,22775	1,197344	4,5	1,6	51,99115
Peipsi järv	14.07.2016	5,75	17,766	4,190705	4,5	1,4	45,97157
Peipsi järv	14.07.2016	18,5	52,582	3,039412	3	0,8	30,19047
Peipsi järv	14.07.2016	18	58,43	3,822291	2,5	0,85	20,65434
Pühajärv	20.07.2016	4,428571	0	1,289448	4	2	44,87279
Tamula järv	20.07.2016	7,6	0	1,197344	5	1,15	52,41316
Peipsi järv	27.07.2016	19,6	71,75375	3,315723	1	0,7	38,81256
Peipsi järv	27.07.2016	12,5	28,21467	2,763102	3	0,9	47,00973
Peipsi järv	27.07.2016	9,142857	14,98028	2,348637	2	1,35	49,81538
Peipsi järv	27.07.2016	7,142857	13,59364	1,427603	4	1,6	50,47095
Peipsi järv	27.07.2016	9,666667	22,04775	4,651222	2,5	0,65	49,4865
Peipsi järv	27.07.2016	4,333333	9,53525	1,61181	5,5	1,7	46,24405
Võrtsjärv	28.07.2016	20	27,76667	2,16443	2,5	0,5	50,57234
Saadjärv	29.07.2016	2	3,9875	0,921034	3	4	38,27427
Raigastvere järv	29.07.2016	5,714286	13,78208	3,177567	3	1	47,11809
Kaiavere järv	29.07.2016	10,4	36,46563	4,190705	4	0,6	50,06272
Kuremaa järv	29.07.2016	4,222222	19,2495	2,16443	3	1,7	41,55401
Peipsi järv	15.08.2016	7,666667	28,5415	1,796016	5	1	35,49815
Jõemõisa järv	25.08.2016	4,333333	27,32722	10,13137	4	0,8	35,83268
Kaiu järv	25.08.2016	5	21,24	14,04577	5	0,8	40,73039
Verevi järv	25.08.2016	5,333333	31,04775	3,361774	1	1,4	41,13885

Pangodi järv	25.08.2016	4,166667	15,21925	1,289448	6	1,7	36,1954
Koorküla Valgjärv	7.09.2016	3,142857	9,37025	0,598672	6	3	25,02202
Ruusmäe järv	7.09.2016	4	39,18075	1,565758	3	1,7	36,17608
Peipsi järv	14.09.2016	8,25	21,2015	1,289448	5	1,1	17,76104
Peipsi järv	14.09.2016	9	15,17875	1,335499	5	1,2	25,25095
Peipsi järv	14.09.2016	6,75	20,526	1,151293	5	1,1	31,56706
Peipsi järv	14.09.2016	10,5	25,48325	1,565758	6	0,9	34,68262
Peipsi järv	14.09.2016	12,5	24,80975	1,934171	4	0,8	32,44794
Peipsi järv	14.09.2016	12	34,29438	4,789377	3	0,7	28,83305
Peipsi järv	14.09.2016	15,66667	35,35719	5,848566	5	0,6	24,81222
Tilsi Kõrbjärv	15.09.2016	2,125	5,535875	1,197344	1	3	34,5306
Nõuni Järv	15.09.2016	1,083333	3,7963	1,105241	5	4,1	31,81047
Peipsi järv	17.05.2017	19,5	30,5975	4,88148	4,7	1	39,96489
Peipsi järv	17.05.2017	18	44,31875	5,065687	6	0,8	46,02396
Peipsi järv	17.05.2017	4,666667	12,0395	3,131516	2,5	1,6	50,85247
Peipsi järv	17.05.2017	4,666667	18,3565	2,348637	4	2,2	47,33003
Peipsi järv	17.05.2017	5,333333	21,45525	2,578895	3,5	2,2	30,21212
Peipsi järv	17.05.2017	5,666667	17,127	2,072327	3,7	2,4	22,86016
Liivi laht	7.07.2017	9,25	27,02175	3,269671	3,5	0,9	41,46536
Liivi laht	7.07.2017	6,75	6,2785	1,197344	4,5	1	46,07915
Liivi laht	7.07.2017	8,5	5,7245	0,967086	5	1,1	49,51241
Liivi laht	7.07.2017	8,75	7,16725	1,243396	2,8	0,9	52,52679
Liivi laht	7.07.2017	8,5	6,53425	0,967086	4,8	1,2	54,09617
Liivi laht	7.07.2017	7,25	8,27125	0,921034	2,5	1,2	54,2543
Liivi laht	7.07.2017	4,25	7,34	0,828931	1,8	1,5	46,58575
Nohipalu Valgjärv	18.07.2017	2	11,94854	0,921034	3,5	4,3	33,99777
Nohipalu Mustjärv	18.07.2017	2,2	12,05661	36,33479	4	0,5	40,0681
Rõuge Suurjärv	18.07.2017	4	1,986094	1,703913	2	2	48,72501
Otepää Valgjärv	18.07.2017	4,25	18,80679	1,88812	1	1,8	52,76912
Pangodi järv	18.07.2017	5,25	7,577333	0,828931	1	1,8	50,38239
Arbi Järv	21.07.2017	4,75	12,17375	1,335499	1	1,6	48,7397
Ähijärv	3.08.2017	5,666667	12,39233	1,059189	3,5	1,2	35,29013
Rõuge Suurjärv	3.08.2017	2,75	6,786	1,796016	4	3,5	42,72786
Verevi järv	3.08.2017	4,4	15,39033	2,394688	2,5	1,4	49,23158
Peipsi järv	8.08.2017	17,5	48,48643	3,361774	2	0,7	41,01313
Peipsi järv	8.08.2017	7,666667	17,50825	1,842068	3	1,2	44,13429
Peipsi järv	8.08.2017	0,9	33,178	1,88812	5	1,2	47,54084
Peipsi järv	8.08.2017	8	20,053	1,911146	2	1,1	46,33269
Peipsi järv	8.08.2017	6	25,44075	1,749965	2	1,3	46,1886
Peipsi järv	8.08.2017	7,25	24,629	1,703913	4	1,4	39,28811
Peipsi järv	8.08.2017	5	28,5375	1,749965	6	1,3	31,11551
Peipsi järv	8.08.2017	6	26,8795	1,842068	6	1,3	24,13481
Kirikumäe järv	30.08.2017	6	20,72917	7,736686	4	1,2	30,30823
Hino järv	30.08.2017	10,66667	5,2515	0,736827	4		36,69518
Murati järv	30.08.2017	3,666667	23,82525	13,30894	4	1	40,61785
Ruusmäe järv	30.08.2017	4,25	22,99175	2,44074	4	2	41,32661

## **Lihtlitsents**

### **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, KERTTU-LIIS KÕKS (sünd. 12.10.1995),

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Järvede optilise klassifikatsiooni põhised heljumi algoritmid“, mille juhendaja on Kristi Uudeberg,
  - 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
  - 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 30. mail 2018. a